

Ökológia az ezredfordulón II.

AGRÁRIUM

KÖRNYEZETVÉDELEM ÉS INTEGRÁCIÓ

RENDSZERVÁLTOZÁS:

PIACGAZDASÁG, TÁRSADALOM, POLITIKA

TUDOMÁNYPOLITIKA

TERÜLETFEJLESZTÉS

ÉLETMINŐSÉG

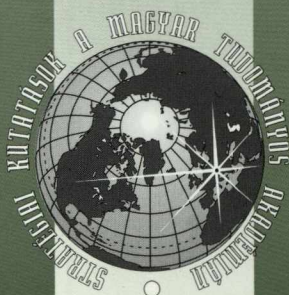
KÖZLEKEDÉS

NEMZETI KULTÚRA

DUNA-VÖLGYI RÉGIÓ

TECHNOLÓGIAI FEJLESZTÉS

ÖKOLÓGIA



Ökológia az ezredfordulón II.

Esettanulmányok

Ökológia az ezredfordulón II.

Esettanulmányok

Összeállította
Borkhidi Ágnes

Szerkesztők

Borkhidi Ágnes és Borkhidi Zoltán

Budapest 2001

Magyar Tudományos Akadémia

**Magyarország az ezredfordulón
Stratégiai kutatások a Magyar Tudományos Akadémián
Műhelytanulmányok**

**Sorozatszerkesztő
Glatz Ferenc**

**Programvezető
Borhidi Attila**

Magyarország az ezredfordulón
Stratégiai kutatások a Magyar Tudományos Akadémián
Műhelytanulmányok

Ökológia az ezredfordulón II.

Esettanulmányok

Szerkesztők

Borhidi Attila és Botta-Dukát Zoltán

Budapest 2001

Magyar Tudományos Akadémia

© Báldi András, Bálint Zsolt, Berczik Árpád, Dobos Zsolt, Dombos Miklós,
Farkas Sándor, Fuisz Tibor István, Gallé László, Györffy György,
Hornung Erzsébet, Horváth Győző, Kisbenedek Tibor, Kiss Anita, Korsós Zoltán,
Krausz Krisztina, Kun András, Molnár Nóra, Moskát Csaba, Peregovits László,
Szentesi Árpád, Szőcs Gábor, Újvári Beáta, Varga Zoltán

ISBN 963 508 273 86

963 508 275 4

ISSN 1419-1822

Kiadja a Magyar Tudományos Akadémia
A kiadásért felel: Glatz Ferenc, az MTA elnöke
Olvasószerkesztő: Kovács Éva

Borító: Horváth Imre

Nyomdai előkészítés: MTA Történettudományi Intézete kiadványcsoportja

Tördelés: Csányi Attila

Nyomdai munkák: Áldási és Németh Nyomda Bt.

Felelős vezető: Áldási Pálné

Megjelent 23 (A/5) ív terjedelemben, 500 példányban

Tartalom

KORSÓS Zoltán: Terresztris állatközösségek populációökológiai kutatása	7
KORSÓS Zoltán – ÚJVÁRI Beáta: A rákosréti vipera természetvédelmi ökológiája	13
PEREGOVITS László: A <i>Maculinea</i> fajok és tápnövényük Kárpát-medencei adatbázisa, a szürkés boglárka (<i>M. alcon</i>) populációökológiája	21
PEREGOVITS László – DOBOS Zsolt – KUN András: A <i>Maculinea alcon xerophila</i> populációökológiája és természetvédelme	27
BÁLINT Zsolt: A fóti boglárka taxonómiai helyzete, ökológiája és védelme Magyarországon	57
KORSÓS Zoltán – HORNUNG Erzsébet: Az ikerszelvényesek (<i>Diplopoda</i>) és ászkarákok (<i>Isopoda</i>) közösségi ökológiai kutatása	73
BÁLDI András: A fészekaljpredáció kísérletes vizsgálata	79
FUISZ Tibor István – KISBENEDEK Tibor: Táplálékkínálat és forráskihasználás kölcsönhatásának vizsgálata a tövisszűrő gébicsen ...	83
MOSKÁT Csaba: A kakukk költésparazitizmusának vizsgálata a nádirigón	93
HORNUNG Erzsébet – DOMBOS Miklós: Idő- és términtázatok elemzése, ökológiai skálázás terresztris gerinctelen állatközösségekben	99
SZŐCS Gábor: Ó- és újvilági ribizszkeszítkár-populációk feromonreakciójának összevetése	103
SZENTESI Árpád: Vizuális ingerek jelentősége a burgonyabogár tápnövényhez és másik egyedhez való orientációjában	107

GYÖRFFY György: Természetvédelmi célú kezelések hatása rovar- közösségekre izolált helyzetű gyepekben	115
GALLÉ László: <i>Formicoidea</i> metaközösségek vizsgálata kisméretű habitatfoltokban	119
KRAUSZ Krisztina: A kunhalmokon és a Blaskovics-pusztta foltjain kapott adatok feldolgozása	121
MOLNÁR Nóra: Hullámtéri és mentett ártéri erdők kapcsolatainak vizsgálata herbivor rovarpopulációkon	125
KISS Anita – BERCZIK Árpád: A hansági Fehér-tó hidrobiológiai jel- lege és <i>Cladocera</i> , <i>Ostracoda</i> , <i>Copepoda</i> együttese	127
FARKAS Sándor: Egy tölgyes- és egy fenyvesállomány <i>Isopoda</i> együtteseinek szünbiológiai vizsgálata a Rinya-ártéren III. Nagy- atád-Kivadár	147
HORVÁTH Győző: Kisemlősök populációinak szünbiológiai vizsgá- lata a Dráva menti síkság területén	165
VARGA Zoltán: Félzsáraz és szekunder gyepek ökológiai és cönoló- giai viszonyai az Aggteleki-karszton	187
VARGA Zoltán: Félzsáraz és szekunder gyepek ökológiai és cönoló- giai viszonyai a Hortobágyon	223
A kötet szerzői	255

KORSÓS ZOLTÁN

Terresztris állatközösségek populációökológiai kutatása

A fenti témán belül összesen 7 kutatási résztémát jelöltünk meg, amelyek elsősorban a populációökológiai és természetvédelmi ökológiához illeszkednek:

1. A rákosréti vipera természetvédelmi ökológiája.
2. Populációökológiai vizsgálatok a szürkés boglárkán.
3. Az ikerszelvényesek (*Diplopoda*) és ászkarákok (*Isopoda*) közösségi ökológiai kutatása.
4. A fészekaljpredáció kísérletes vizsgálata.
5. Táplálékkínálat és forráskihasználás kölcsönhatásának vizsgálata a töviszúró gébicsen.
6. A kakukk költésparazitizmusának vizsgálata a nádírigón.
7. Idő- és términtázatok elemzése, ökológiai skálázás terresztris gerinctelen állatközösségekben.

Az 1998. évi kutatásban a témafelelős Magyar Természettudományi Múzeumon kívül (Korsós Zoltán, Peregovits László, Újváry Beáta) két további intézmény munkatársai vettek részt: 1. MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport (Báldi András, Fuisz Tibor István, Kisbenedek Tibor, Moskát Csaba); 2. ÁOTE Ökológiai Tanszék (Dombos Miklós, Hornung Erzsébet).

A következőkben először a hét kutatási résztéma eredményeinek rövid összefoglalását adjuk.¹

A rákosréti vipera természetvédelmi ökológiája

Az 1998-ban végzett terepbejárások, illetve a Kiskunsági Nemzeti Park és a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület munkatársaitól származó adatok és egyéb forrásokból összegyűjtött információk GIS-feldolgozásának köszönhetően 15-re emelkedett az ismert rákosréti vipera-élőhelyek száma.

1 Az egyes résztémák részletes ismertetése a kötet következő fejezeteiben található.

További 20 feltételezett populáció felmérése indult el az elmúlt évben, melyek vizsgálata továbbra is folyamatban van. 1993 és 1998 között a Dabas-Gyón melletti kiválasztott mintaterületen 79 rákosrétipipera- (*Vipera ursinii rakosiensis*) példányt fogtunk be, jelöltünk meg, vettük fel testméreteiket és engedtünk szabadon. A befogási adatok alapján meghatároztuk a rákosréti viperák évi aktivitását, szaporodási ciklusát, az adott populáció kor és ivar szerinti megoszlását, valamint a viperák mikroklímaigényét és habitatpreferenciáját. A Hanságban tett terepbejárások során felmértük az egyetlen fennmaradt populáció természetvédelmi helyzetét, és javaslatokat tettünk a nemzeti park igazgatóságának a viperaélőhely megfelelő kezelését illetően. Az Ausztriából érkezett visszatelepítési igény kapcsán elutasító szakvéleményt adtunk. A visszatelepítési kísérletek biológiai és természetvédelmi kockázatairól tanulmányt készítettünk.

Populációökológiai vizsgálatok a szürkés boglárkán

A *Maculinea* boglárkalepke-fajok Európa-szerte veszélyeztetettek. E fajok fennmaradásához megfelelő természetvédelmi területkezelést kell kidolgozni. Ennek a munkának a tudományos megalapozása céljából végeztük el vizsgálatainkat.

Összeállítottuk a Kárpát-medencében élő *Maculinea* fajok elterjedési adatait tartalmazó adatbázist, valamint a *Maculinea alcon* tápnövényeinek (*Gentiana pneumonanthe* és *G. cruciata*) adatbázisát. Ezen adatok alapján számos új lelőhely vált ismertté, később ellenőrizni kívánjuk, hogy ezeken a lelőhelyeken ma is megvannak-e ezek a populációk.

Három mintavételi helyen (Kunpeszér, Őriszentpéter, Nyúzó-völgy, valamint a Zempléni-hegységben a Bohó- és Drahos-réten) vizsgáltuk a *Maculinea alcon* peterakási preferenciáját, valamint mintát gyűjtöttünk az enzimpolimorfizmus-vizsgálathoz.

Az ikerszelvényesek (Diplopoda) és ászkarákok (Isopoda) közösségi ökológiai kutatása

A nemzeti biodiverzitás-monitorozó rendszerhez illeszkedően öt (*Diplopoda*), illetve négy (*Isopoda*) habitattípus állatközösségeit hasonlítottuk össze, rendszeres talajcsapdázásos és egyeléses gyűjtőmódszerrel. Összesen 12 (*Diplopoda*), illetve 7 (*Isopoda*) fajt mutattunk ki, amelyekkel az egyes élőhelyek jól jellemezhetők. A szigetközi és a kiskunsági mintaterületeken a szárazodás különböző stádiumait lehet nyomon követni a két állatcsoport közösségi mutatói alapján.

Fészekpredáció kísérletes vizsgálata

A Velencei-tó nádszigetein a nádírigó (*Acrocephalus arundinaceus*) fészket utánzó mesterséges fészkekkel vizsgáltuk a madárfészkek predációját különböző méretű nádoltokban. A három méretkategória predációja között szignifikáns különbséget lehetett kimutatni, a legnagyobb pusztulást a közepes méretű szigetekeken tapasztaltuk. Ennek alapján megállapítható volt, hogy a feltételezés, miszerint kisméretű élőhelyoltokban és élőhelyszegélyekben a fészkaljpredációs ráta nagyobb, mint nagy foltokban és belső élőhelyeken, elvetendő. A Velencei-tó nyugati medencéjében tehát a fészekpredációs ráta nem függ a szegélytől és a szigetmérettől.

Táplálékkínálat és forráskihasználás kölcsönhatásának vizsgálata a töviszúró gébicsen

A töviszúró gébics (*Lanius collurio*) élelemkereső viselkedésében optimalizációt mutatott, a Nagykovácsi mellett végzett vizsgálataink szerint. A fészkek közeli bőséges táplálékkínálat esetén, a bő rovar táplálékot kínáló gyepfoltok látogatottsága szignifikáns mértékben lecsökkent. Rovarfelűzési kísérletekkel – egyenesszárnyúakat tűztünk fel egy fészkek közeli ágra – igazoltuk, hogy a megnövekedett tartalék-táplálékkínálat alatt szignifikáns mértékben lecsökkent a kirepülések gyakorisága a fészektől. Hasonlóan lecsökkent a töviszúró gébics kirepüléseinek a gyakorisága, ha fészkek közelében a levegőben található rovar mennyiség növekedett meg. Amennyiben a fészkek közelében a gyepekben lecsökkent a rovarkínálat – gyepek kaszálása –, akkor azokat a gyepfoltokat részesítette előnybe a töviszúró gébics, ahol az 1 cm-nél nagyobb rovarok előfordulása szignifikánsan magasabb volt. A különböző vegetáció-szerkezetű gyepfoltok – kaszált, nem kaszált, bokrokkal benőtt és alacsony fűvű rét – rovargazdagságának összehasonlító vizsgálata kimutatta, hogy a töviszúró gébics által gyakrabban látogatott foltokban a Homopterák és az Orthopterák egyedszáma a legmagasabb, de 1 cm-nél nagyobb rovar egyedei nagyobb tömegben, csak az Orthopterák között fordultak elő ezeken a területeken.

A kakukk költésparazitizmusának vizsgálata a nádírigón

Összesen 103 nádírigófészkek vizsgálatával megállapítottuk, hogy Magyarországon a kakukk-parazitizmus aránya igen magas (63,1%). Különösen magas volt a többszörös parazitizmus aránya, azaz amikor egy fészekben egynél több kakukktojás is előfordult. A parazitizmus elleni védekező stratégia

három lehetséges formája közül (fészekelhagyás, tojáskivetés, tojáseltemetés) 2 esetben jelentkezett a ritka tojáseltemetés. A kakukktojás hasonlóságát a gazdafaj tojásaihoz (mimikri) a nemzetközileg elterjedt 5 fokozatú skálán azonosítottuk. A magyar és a cseh kakukktojások összehasonlításánál kitűnt, hogy Magyarországon az 5 fokozatú skála minden fokozatában találtunk kakukktojást, tehát még tökéletes mimikrit is, de Csehországban csak a 3–5 fokozatban voltak kakukktojások. Ez rávilágít arra, hogy a kakukk tojás-mimikrije Magyarországon sokkal fejlettebb, mint a Csehországban találtaké.

Idő- és términtázatok elemzése, ökológiai skálázás teresztis gerinctelen állatközösségekben

Különböző típusú természetközeli élőhelyek ugróvillás- (*Collembola*), ászkarak- (*Isopoda*) és csiga- (*Gastropoda*) taxonok reprezentáns fajai populációinak vizsgálata során öt különbözően degradált területen a szünkretikus függvények karakterisztikus pontjai között különbséget találtunk, miszerint a degradáltság növekedésével – melyet mind a növényzeten keresztül, mind a talaj különböző paraméterei segítségével mutattunk ki – növekednek a karakterisztikus skálapontok. A fajpopulációk közül csak a csigák tettek különbséget tájegységleptékekben, azaz éles, fajszerű különbségek vannak a szikes és löszhát vonatkozásában. Az ászkarakok abundanciájukban tükrözik az egyes tájelemek, sőt a szikesen belül a növényzeti zónák adta heteromorfiát.

A kutatási témából született publikációk

- Báldi A.: Madárfészek-predáció nádasok szegélyében. Előadás, MBT Állattani Szakosztály, 1998. I. 7.
- Báldi A.: Élőhelyszegélyek hatása madárközösségekre: a fészekpredáció jelentősége. – „Az élő természet védelme, természetvédelmi oktatás” MBT konferencia, előadáskivonatok, Budapest, 1998. július 9–10. 4.
- Báldi A.: Effects of reed bed edges on distribution of birds: the role of microclimate, vegetation structure and predation. *Ostrich*, 1998. 69. 277.
- Báldi A.: Nádszegélyek hatása énekesmadarak előfordulására: a mikroklima, a vegetáció szerkezet és a fészekpredáció szerepe. *Szegedi Ökológiai Napok*, 1998.
- Báldi A.: A fészekalj-predációs ráta térbeli változatosságának vizsgálata a Kis-Balatonon. Benyújtva, 1998.
- Báldi A.: A fészekalj-predáció jelentősége, valamint kísérletes vizsgálatának előnyei, hátrányai és módszertana. Benyújtva, 1998.
- Báldi A.: Different depredation rates between daylight and twilight placed artificial nests. Benyújtva, 1998.

Fuizs T. I.: The effects of artificial impaling and grass moving on the space-use by Red-backed Shrikes. *Ostrich*, 1998. 69. 3-4. 204-205.

Újvári B.: A GIS-technika néhány alkalmazási lehetősége a biodiverzitás-monitorozás során. *Természetvédelmi Közlemények*, 1998. 6.

Újvári B. – Korsós Z.: Thermoregulation and movements of radio-tracked *Vipera ursinii rakosiensis* in Hungary. In Böhme, W. – Bischoff, W. – Ziegler, T. (eds.): *Herpetologia Bonnensis*. 1997. 367–372.

Újvári B. – Korsós Z.: First observation in situ on the hibernation of the Hungarian Meadow Viper (*Vipera ursinii rakosiensis*). Programme and Abstracts, 9th Ordinary General Meeting, Chambéry, France, 25–29 August 1998. 181.

Újvári B. – Korsós Z.: A telepítési programok kockázatai. Kézirat, 1998.

Újvári B. – Korsós Z. – Kisbenedek T.: A tűz mint veszélyeztető tényező a rákosréti vipera élőhelyén. *Természetvédelmi Közlemények*, 1998. 6.

Újvári B. – Korsós Z. – Péchy T.: Reproduction biology of the meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*). In Roček Z. – Hart S. (eds.): *Herpetology '97, Abstracts of the Third World Congress of Herpetology*. Prague, 1997, 214.

A rákosréti vipera természetvédelmi ökológiája

Céljaink közé tartozott a Kiskunságban fennmaradt, széttöredezett állományok feltérképezése GIS módszerrel, populációökológiai paraméterek vizsgálata egy kiválasztott élőhelyen, valamint az Ausztria által kezdeményezett hansági visszatelepítési program lehetőségeinek megvizsgálása.

Várható eredmények: A kiskunsági populációk elszigetelődésének mértéke, konzervációbiológiai következményei. Az élőhelyek fenntartásához, kezeléséhez szükséges természetvédelmi tervek kidolgozása.

A Kiskunságban fennmaradt, széttöredezett állományok feltérképezése

A rákosréti vipera (*Vipera ursinii rakosiensis* Méhely, 1893) ma már az egész világon csak Magyarországon található, és állományai itt is egyetlen populáció kivételével (Hanság) csak a Kiskunságban élnek. A szakirodalom a Kiskunság területén eddig körülbelül egy tucat előfordulási helyről számol be, melyek közül 1995-ben biztosan csak négyről lehetett tudni, hogy él rajtuk rákosréti vipera. Ezek: a dabas-gyóni honvédségi lőtér, a Peszéradacsi Tájvédelmi Körzet két pontja, illetve Bugac térsége. A Kiskunsági Nemzeti Park természetvédelmi őrei, valamint a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület tagjai által végzett terepbejárások segítségével 1997-re 15-re emelkedett az ismert élőhelyek száma:

- Göbolyjárás (Dabas-Gyón, Pest megye),
- Kovács- és Leveles-rét (Kunpeszér, Bács-Kiskun megye),
- Dög- és Kásás-hegy (Kunpeszér, Bács-Kiskun megye),
- Vizesnyílás (Kunpeszér, Bács-Kiskun megye),
- Szalagerdő (Kunpeszér, Bács-Kiskun megye),
- Bányató környéke (Kunpeszér, Bács-Kiskun megye),
- Erzsébeti-rét (Kunpeszér, Bács-Kiskun megye),
- Rác-ház (Kunpeszér, Bács-Kiskun megye),
- Eteli-rét, Tücskös (Kunpeszér, Bács-Kiskun megye),

- Alsópeszér (Kunpeszér, Bács-Kiskun megye),
- Tengelyúti-dűlő (Kunpeszér, Bács-Kiskun megye),
- Ordító (Kunadacs, Bács-Kiskun megye),
- Nagyhajólapos (Kunadacs, Bács-Kiskun megye),
- Tolvajos (Bugac, Bács-Kiskun megye),
- Szekercés (Bugac, Bács-Kiskun megye).

1998-ban összesen 30 terepnapot töltöttünk a területen, s ennek során több, eddig ismert és feltételezett élőhelyet ellenőriztünk. Az egyes populációk jelenlegi helyzetének felmérésére adatlapokat készítettünk, amelyek alapul szolgálhatnak a természetvédelmi kezelési tervek elkészítéséhez és hatásaik kiértékeléséhez.

A GIS-es feldolgozás eredményeként, valamint irodalmi adatok, esetenkénti bejelentések, terepi megfigyelések alapján feltételezhető, hogy a jelenleg ismert rákosrévivipera-élőhelyeken túl további 20 előfordulási terület létezhet:

- Frigyes-major (Kunpeszér, Bács-Kiskun megye),
- Kettős-hegy (Kunpeszér, Bács-Kiskun megye),
- Peregi-ház (Kunpeszér, Bács-Kiskun megye),
- Lőtér területe (Kunpeszér-Tatárszentgyörgy, Bács-Kiskun megye),
- Csordajárás (Tatárszentgyörgy, Bács-Kiskun megye),
- Szabadrét (Tatárszentgyörgy, Bács-Kiskun megye),
- Baracsi-hajólapos (Kunbaracs, Bács-Kiskun megye),
- Leányvári-hegy (Kunbaracs, Bács-Kiskun megye),
- Szabadszállási-legelő (Szabadszállás, Bács-Kiskun megye),
- Ilona-major, gulyalegő (Örkény, Pest megye),
- Széchenyi-sarok (Bugac, Bács-Kiskun megye),
- Tázlárpuszta (Tázlár, Bács-Kiskun megye),
- Szatymaz környéke (Szatymaz, Csongrád megye),
- Kolon-tó (Izsák, Bács-Kiskun megye),
- Rémi legelő (Rém, Bács-Kiskun megye),
- Üllői lőtér (Ócsa, Pest megye),
- Egykori ócsai területek (Ócsa, Pest megye),
- Káposztásmegyér (Pest megye),
- Dunakeszi lőtér (Pest megye),
- Soroksári Botanikus Kert (Pest megye).

Valamennyi ismert élőhelyen azonosító alappontokat helyeztünk ki, és a területekről az állomány vizsgálatához, valamint a táplálékállatok folyamatos monitorozásához szükséges térképeket készítettünk. A feltételezett élőhelyek közül az Üllő és Ócsa közötti területet, a Bolyai János Katonai Műszaki Főiskola lőterét bejárva viperát nem találtunk, bár az élőhely elfogadhatónak tűnt. A Soroksári Botanikus Kertben az 1970-es években fogták az utolsó példányokat, a tavaszi vizsgálatot követően kicsinek tartjuk a valószínűségét,

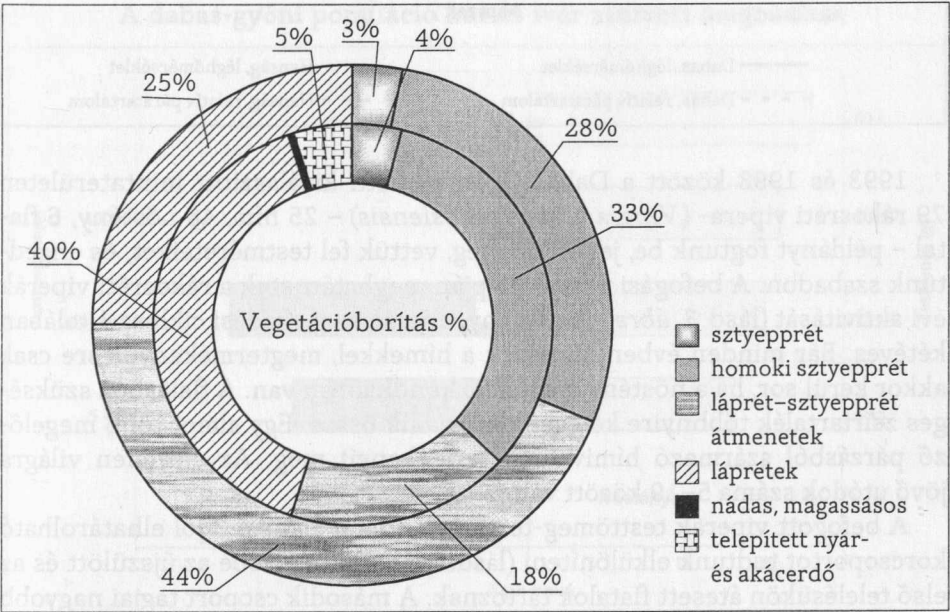
hogy fennmaradhatott a populáció. Káposztásmegyer környékén mindössze néhány hektárnyi lehetséges élőhelyet találtunk, viperát azonban szintén nem.

Populációbiológiai, ökológiai vizsgálatok

A kiválasztott dabasi populáció egyedszámáról, ivararányáról, korcsoport-eloszlásáról, élőhelyéről, táplálékbázisáról az 1995-ben indult OTKA-kutatáshoz csatlakozva értünk el eredményeket. Elkészült az élőhely vegetáció-térképe, melynek alapján a tipikus növényzet egyenlőtlen szerkezetű, zsombékokkal tarkított, nem túl magas zárt gyeppel, kiszáradó lápréttel növény-társulás (*Molinietum*), *Molinia coerulea*, *Schoenus nigricans*, *Chrysopogon gryllus* és *Stipa* sp. karakterfűfajokkal. A vegetáció szerkezete erősen tagolt, mikroszintekbe rendeződött, s különböző korú fűcsomókkal élénkített. A lehetséges zsákmányállatok (rovarok: nagy termetű szöcskék, sáskák, tücskök és fiatal gyíkok: *Lacerta agilis*, *L. viridis* és *Podarcis taurica*) egyedsűrűsége figyelemre méltóan magas. Az alkalmazott jelölés-visszafofogás és rádiotelemetriás módszerekkel megállapítottuk, hogy a viperák relatív gya-

1. ábra

A befogott rákosréti viperák relatív gyakorisága az egyes vegetációtípusokban és a mintaterület vegetációborítása

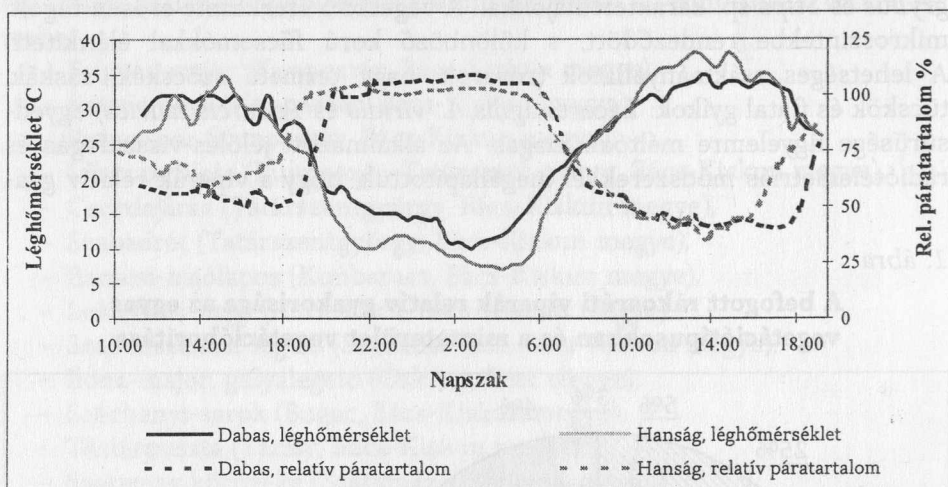


korisága az egyes vegetációtípusokban a mintaterület vegetációborításához viszonyítva a láprét-sztyepprért átmeneti növénytársulásban a legnagyobb (lásd 1. ábra).

A tipikus mikroklímaigény megállapításához automata mérőműszereket helyeztünk ki a dabas-gyóni és a hansági területen, valamint összehasonlítás-képpen egy urbanizált környezetben. A két rákosrétipera-élőhely mikro-klimatikus viszonyai (léghőmérséklet és páratartalom) szinte teljesen meg-egyeznek, ugyanakkor jelentősen eltérnek az urbanizált környezetben mért értékektől (lásd 2. ábra).

2. ábra

A dabasi és a hansági élőhely mikroklimatikus viszonyainak összehasonlítása

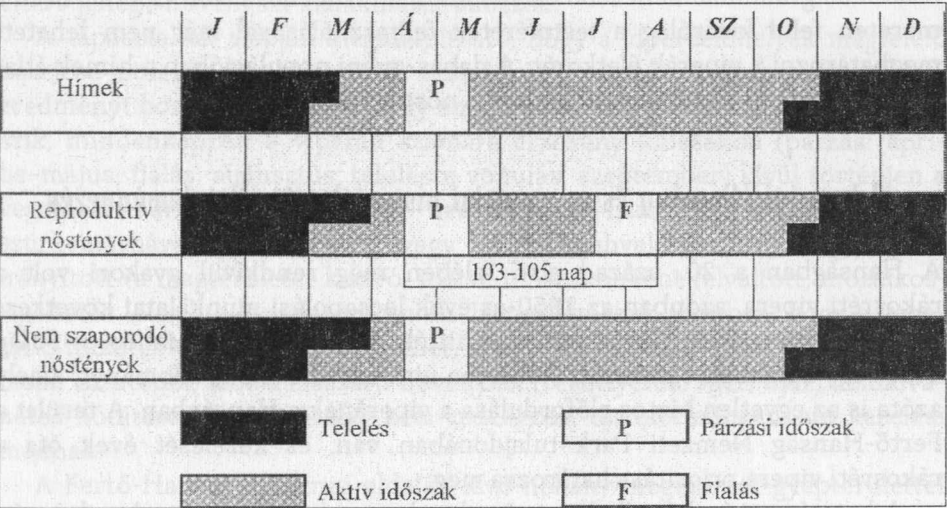


1993 és 1998 között a Dabas-Gyón melletti kiválasztott mintaterületen 79 rákosréti vipera- (*Vipera ursinii rakosiensis*) – 25 hím, 48 nőstény, 6 fiatal – példányt fogtunk be, jelöltünk meg, vettük fel testméreteiket, és enged-tünk szabadon. A befogási adatok alapján meghatároztuk a rákosréti viperák évi aktivitását (lásd 3. ábra). A nőstény viperák szaporodási ciklusa általában kétéves. Bár minden évben párzanak a hímekkel, megtermékenyülésre csak akkor kerül sor, ha a nőstény megfelelő kondícióban van. A fialáshoz szüksé-ges zsírtartalék többnyire kétévenként gyűlik össze. Egy almot több megelő-ző párzásból származó hímivarsejt termékenyít meg. Az elevenen világra jövő utódok száma 5–19 között változhat.

A befogott viperák testtömeg-testhossz adatai alapján 3 jól elhatárolható korcsoportot tudtunk elkülöníteni (lásd 4. ábra). Az elsőbe az újszülött és az első telelésükön átesett fiatalok tartoznak. A második csoport tagjai nagyobb

3. ábra

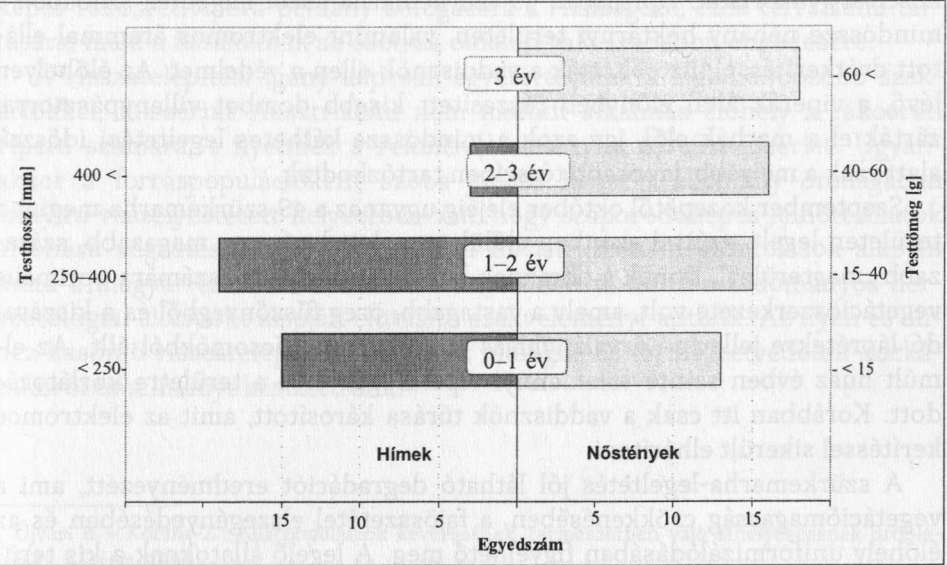
A rákosréti vipera évi aktivitása



testtömeget érték el életük első nyarán, így ide az első táplálkozási időszakot és a második telelést megélt egyedek tartoznak. A harmadik csoport tagjai pedig már két táplálkozással töltött nyáron és három telelésen vannak túl. A harmadik csoportba tartozó viperák elérik kifejtett kori méreteiket, így ekkor

4. ábra

A dabas-gyóni populáció kor és ivar szerinti megoszlása



már csak testtömegük alapján tudjuk őket elkülöníteni a negyedik korcsoporttól. Ez az utolsó, tulajdonképpen összetett társaság tartalmazza az összes 60 grammnál nehezebb és 400 milliméternél hosszabb viperát. Ezen a méreten felül kizárólag a testméretek felhasználásával már nem lehetett meghatározni a viperák életkorát. A dabas-gyóni populációban a hímek átlagosan kisebbeknek bizonyultak, mint a nőstények.

A hansági állomány és az ausztriai visszatelepítési kezdeményezés

A Hanságban a 20. század első felében még rendkívül gyakori volt a rákosréti vipera, azonban az 1950-es évek lecsapolási munkálatai következtében egészen 1976-ig kipusztultnak hitték. Ekkor *Janisch Miklós* és *Fülöp Tibor* egy alkalmas, szárazabb élőhelyen újra felfedezték az állományt, amely azóta is az egyetlen biztos előfordulása a viperának a Hanságban. A terület a Fertő-Hanság Nemzeti Park tulajdonában van, és kezelését évek óta a rákosréti vipera prioritása határozza meg.

A kutatás során két alkalommal voltunk terepbejáráson, amelynek során egyetlen állatot fogtunk, de a természetvédelmi őrök (*Fülöp Tibor* és *Sipos Tibor*), főként tavasszal, rendszeresen megfigyelik és állandó szinten tartják a populációt. Az egyéb lehetséges, illetve régebbi élőhelyek ellenőrzése során sajnálattal kellett megállapítani, hogy a rákosréti viperának a Hanságban nagy valószínűséggel a „szanktuárium” az utolsó menedéke.

1998-tól a nemzeti park a dúsuló növényzet és a vaddisznók okozta veszélyek visszatartására való hivatkozással megváltoztatta a terület korábbi kezelési gyakorlatát. Áprilisban 49 szürkemarha üszőt engedtek szabadon a mindössze néhány hektárnyi területen, valamint elektromos árammal ellátott drótkerítéssel biztosították a vaddisznók ellen a védelmet. Az élőhelyen lévő, a viperák által előnyben részesített kisebb dombot villanypásztorral zárták el a marhák elől, így azok a mindössze kéthetes legeltetési időszak alatt csak a mélyebb, laposabb térszínen tartózkodtak.

Szeptember közepétől október elejéig ugyanaz a 49 szürkemarha megint a területen legelt, ezúttal azonban előlük nem lett lezárva a magasabb, szárazabb „magterület”. Ennek a dombnak korábban a viperák számára optimális vegetációszerkezete volt, amely a vastagabb, öreg fűszőnyegből és a kiszáradó láprétekre jellemző árvalányhajas és kékperjés fűcsomókból állt. Az elmúlt húsz évben szinte valamennyi viperafogás erre a területre korlátozódott. Korábban itt csak a vaddisznók túrása károsított, amit az elektromos kerítéssel sikerült elhárítani.

A szürkemarha-legeltetés jól látható degradációt eredményezett, ami a vegetációmagasság csökkenésében, a fajösszetétel elszegényedésében és az élőhely uniformizálódásában figyelhető meg. A legelő állatoknak a kis terü-

lethez képest magas egyedszáma mindezeken túlmenően kedvezőtlen taposást és trágyázást vont maga után, amelyek a rövid távú leromlást követően eltérő jellegű növényzet kialakulását okozzák.

A tapasztaltak alapján megállapítható, hogy a viperaélőhelyek megfelelő kezelése érdekében született jó szándékú kezdeményezés nem megfelelő eredményt hozott. Javasoljuk, hogy amennyiben feltétlenül szükségesnek látszik, mindenképpen a viperák számára érzékeny időszakon (párazás: április-május, fialás: augusztus, telelésre vonulás: szeptember) kívül történjen a vegetáció sűrűségét csökkentő beavatkozás. Eszerint kevesebb számú szürkemarhával rövidebb ideig, vagy 4-5 rackajuhval hosszabb ideig végzett irányított (a magterületet kizáró, illetve időszakonként felváltott, mozaikos) legeltetés látszik a legcélszerűbbnek. Hangsúlyozzuk azonban, hogy a vegetáció túlzott ritkítása károsabb lehet, mint a terület saját szukcessziós folyamata. Ez utóbbi, azaz a fászszerű növényzet (rekettyefűz, éger, nyír) nemkívánatos hódítása ellen kizárólag kézi védekezést tartunk elfogadható kezelési módnak.

A Fertő-Hanság ausztriai oldalán lévő néhány megmaradt gyepterülettel kapcsolatban évtizedek óta jelen van az az igény, hogy az ott valaha élt rákosrétipera-állományt visszatelepítéssel kellene újra meghonosítani. Ennek érdekében *Manfred Pöckl* osztrák amatőr kigyótartó javaslatlalt kereste meg a Fertő-Hanság Nemzeti Park igazgatóságát, a bécsi Természetudományi Múzeumot, a budapesti Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium Természetvédelmi Hivatalát, valamint az IUCN Species Survival Commission Captive Breeding and Reintroduction szakértői csoportját, hogy engedélyüket és hozzájárulásukat szerezze meg néhány kifejlett, szaporodóképes rákosrétipera-példány befogására a Hanságból, ezek terráriumai tartására, majd a fiataloknak az osztrák oldalon való szabadon engedésére.

A visszatelepítési igény kapcsán egyetértettünk a legkülönbözőbb szakértőkkel, miszerint Ausztriában nem maradt alkalmas élőhely a rákosréti vipera számára, s ilyenek a rekultiválására nem történt kísérlet. Ugyanakkor a forráspopulációként szóba jöhető hansági állomány önmagában annyira veszélyeztetett helyzetben van, hogy szaporodóképes felnőtt állatok elvonása végzetes következményekkel bírhat. Ezen megfontolások alapján mind a magyar és nemzetközi természetvédelem, mind a tudományos herpetológiai álláspont alapján elutasító szakvéleményt adtunk. Az ilyen és ehhez hasonló visszatelepítési kísérletek biológiai és természetvédelmi kockázatairól tanulmányt készítettünk.¹

¹ Újvári B. – Korsós Z.: Állatpopulációk keverésének, természetben való áthelyezésének problémái. Kézirat, 1998.

Irodalom

- Báldi A. – Csorba G. – Korsós Z.: *Magyarország szárazföldi gerinceseinek természetvédelmi szempontú értékelési rendszere*. Budapest, 1995, Magyar Természettudományi Múzeum, 59.
- Baron, J.-P. – Ferrière, R. – Clobert, J. – Saint-Girons, H.: Stratégie démographique de *Vipera ursinii ursinii* au Mont-Ventoux (France). *C. R. Acad. Sci. Paris. Sciences de la Vie/Life sciences*, 1996. 319. 57–69.
- Blem, C. R.: Biennial reproduction in snakes: an alternative hypothesis. *Copeia*, 1982. 4. 961–963.
- Dely O. Gy. – Janisch M.: La répartition des vipères de champs (*Vipera ursinii rakosiensis* Méhely) dans le Bassin de Carpathes. *Vertebr. hung.*, 1959. 1. 1. 25–34.
- Dely O. Gy.: Hüllők – Reptilia. *Fauna Hungariae*, 1978. 130. 20. 4. 1–120.
- Fülöp T.: Distribution and conservation measures of *Vipera ursinii rakosiensis* in the Hanság Nature Reserve. In Korsós Z. – Kiss I. (eds.): *Proc. Sixth Ord. Gen. Meet. S.E.H.*, Budapest, 1991. 165–169.
- Höggren, M. – Tegelstörn, H.: Does long-term storage of spermatozoa occur in the adder (*Vipera berus*)? *J. Zool. Lond.*, 1996. 240. 501–510.
- Höggren, M.: Mating strategies and sperm competition in the adder (*Vipera berus*). *Acta Universitatis Upsaliensis, Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology*, 1995. 163. 27.
- Korsós Z. – Fülöp T.: A parlagi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis* Méhely, 1893) száz éve. *Állatt. Közlem.*, 1994. 78. (Suppl.) 31–38.
- Luiselli, L. M.: Captive breeding of *Vipera ursinii ursinii* (Reptilia, Viperidae). *British Herpetological Society Bulletin*, 1990. 34. 23–30.
- Saint Girons, H. – Naulleau, G.: Poids des nouveau-nés et stratégies reproductrices des vipères Européennes. *Rev. Ecol. (Terre et Vie)*, 1981. 35. 597–616.

A *Maculinea* fajok és tápnövényük Kárpát-medencei adatbázisa, a szürkés boglárka (*M. alcon*) populációökológiája

Célunk a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszerhez kapcsolódóan populáció-biológiai elővizsgálatok végzése volt a hazai állományokon.

Várható eredmények: A hazai potenciális és valós elterjedési helyzet tisztázása, egyes populációk egyedszámának becslésével azok veszélyeztettségi állapotának meghatározása, valamint enzimpolimorfismus-vizsgálatok révén a populációk elszigetelődése mértékének megállapítása.

Bevezetés

Az ember környezetátalakító tevékenysége nyomán mára Európa területének csak a töredékén maradtak meg a természetes állapotú élőhelyek. A természetes élőhelyek eltűnése, degradációja következtében a fajok nagy része kihal, mert speciális igényeiket más biotópokban nem tudják kielégíteni, míg a kevés számú, antropogén hatást jól tűrő faj közönségessé válik. Ezt a trendet az európai nappali lepkék populációi is jól tükrözik. A nappali lepkék igen érzékenyek az élőhelyük megváltozására, kitűnő indikátorai a környezeti változásoknak.¹ A lepkék egyed- és fajszerkezetének csökkenésében az élőhely jellegének megváltozásán, vagy eltűnésén kívül számos más tényezőnek is szerepet tulajdonítanak. Ilyenek a rovarölő szerek túlzott használata, a populációk fragmentációja következtében kialakuló beltenyésztődés, a légszennyezés, a túlzott gyűjtés stb. Ezek azonban csak nagyon ritkán fő okai a kihalásnak, bár kétségkívül hozzájárulhatnak ahhoz.

A féltermészetes biotópok az emberi, elsősorban erdő- és mezőgazdasági tevékenység hatására alakultak ki, számtalan fajnak nyújthatnak élőhelyet,

1 Thomas, J. A.: Rare species conservation: case studies of European butterflies. In Spellerberg, I. F. – Goldsmith, F. B. – Morris, M. G. (eds.): *The scientific management of temperate communities for conservation*. Blackwell Sci. Publ., 1991, 149–198.

így természetvédelmi szempontból értékesnek minősülhetnek, de fennmaradásukhoz állandó emberi beavatkozás szükséges. Ezen területek nagysága Európában jelentősen felülmúlja a még teljesen érintetlenekét. A beavatkozás elmaradása a terület megváltozásához vezet, amit számos faj nem képes elviselni, ezért kipusztul. Jó példa erre a boglárkalepkékhez tartozó (*Lepidoptera: Lycaenidae*) *Maculinea arion* angliai kipusztulása. Kilencvenegy addig ismert lelőhelye közül ötvenről kipusztult, mert ezek teljesen tönkrementek. A fennmaradókon – amik első pillantásra megfelelőnek tűntek, hiszen tápnövényük, a *Thymus praecox* bőségesen előfordult, és a lepkék fejlődéséhez szükséges *Myrmica* hangyafajok is megtalálhatók voltak –, ennek ellenére a populációk egyedszáma drasztikusan csökkent, ami végül a teljes kihaláshoz vezetett.

Később fedezték fel, hogy a *Myrmica* fajok közül a lepke a *Myrmica sabuleti*-hez kötődik, aminek a többi *Myrmica* fajhoz hasonlóan adott mikroklímáigénye van. A területek viszonyai az *M. sabuleti* ezen igényeit nem elégítették ki, így az nem volt jelen a lepkék számára megfelelő mennyiségben az élőhelyen. A hangyafaj eltűnését, azaz a talaj lehűlését a növényzet magasságának a növekedése okozta. A farmerek felhagytak az *M. arion* élőhelyein a legeltetéssel, a nyulak legelése pedig elhanyagolható volt ebben az időszakban a myxomatózis miatt.²

Vizsgálataink a *Maculinea alcon* ([Denis et Schiffermüller], 1775) populációökológiai vizsgálatára irányultak. A faj elterjedésének és populációökológiájának vizsgálatával elsősorban olyan kérdésekre szeretnénk választ kapni, melyek ismeretében a faj számára megfelelő természetvédelmi területkezelés alakítható ki.

Előzmények

Az 1992-ben létrejött riói egyezményben vállalt kötelezettség alapján Magyarország is megalkották a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszert. A rendszer célja, hogy hosszú távon adatokat biztosítson az ország biodiverzitásának változásairól, segítséget nyújtva ezzel a természetvédelmi és a biológiai erőforrások kihasználásával kapcsolatos döntésekben.³ Valamennyi *Maculinea* faj a monitorozásra kiválasztott lepketaxonok között sze-

2 Thomas, J. A.: i. m.; Elmes, G. W. – Thomas, J. A.: Complexity of species conservation in managed habitats: interaction between *Maculinea* butterflies and their ant hosts. *Biodiv. & Cons.*, 1992. 1. 155–169.

3 Kovács-Láng E.: Bevezetés: A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer. In Horváth F.–Rapsák T. – Szilágyi G. (eds.): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer, I. Informatikai alapozás*. Magyar Természettudományi Múzeum, 1997, 9–11.

repel. Ezen kívül a *Maculinea alcon* mindkét ökotípusának tápnövényei, a *Gentiana pneumonanthe*, illetve a *Gentiana cruciata*, továbbá mindkét ökotípus élőhelyei a különféle típusú láp- és mocsárrétek, valamint a dolo- mit-sziklagyepek, szintén monitorozásra javasoltak.

Taxonómiai helyzet

A hangyaboglárka (*Maculinea* van Ecke, 1915) genusz fajai az óvilág mérsékelt övi területein fordulnak elő. Közeli rokonságban állnak a *Glaucopsyche* és a *Iolana* genuszokkal. Egyes szerzők összevonják és algenuszként tartják számon őket.⁴ A genuszon belül található *M. alcon* és *M. rebeli* faji szintű elkülönítése vitatott. Régebben alfaji, ma leginkább faji szinten különítik el.⁵ Mások (pl. Woyciechowski 1996) különböző ökotípusnak tartják a két csoportot. E taxonómiai kérdés eldöntése további, nemcsak morfológiai, hanem genetikai vizsgálatokat is igényel.

A *Maculinea* fajok Kárpát-medencei elterjedése

A *Maculinea* genusz a palaearktikus régióban fordul elő. Az egyes fajok fő elterjedési göcai Közép-Európában, Kelet-Európában és Nyugat-Ázsiában találhatóak, előfordulásuk Ázsia belső területein még teljesen feltérképezetlen, elterjedésük keleti határakevessé ismert. Vizsgálataink során összeállítottuk a *Maculinea* genusz fajainak Kárpát-medencei adatbázisát, valamint a *Gentiana pneumonanthe* és a *G. cruciata* – az *M. alcon* hazai tápnövényei – herbáriumi adatait. Ebből kitűnik, hogy a herbáriumokban számos olyan növénytápnövény található, melyen megfigyelhetők a boglárkalepke petéi. Ily módon több „új elterjedési” adathoz jutottunk. Ezek szisztematikus végigjárása a jövőben szükséges.

Eredmények

A Magyar Természettudományi Múzeum Növénytárának Kárpát-medencei Gyűjteményében összesen 96 *Gentiana cruciata* adatot találtunk, ebből 22-n volt pete. A *Gentiana pneumonanthe*ből 92 volt, ebből 20-on volt *M. alcon* pete.

A múzeum állattárának lepkegyűjteményében összesen 167 *M. alcon*, 256 *M. arion*, 36 *M. nausithous* és 157 *M. teleius* gyűjtési adatait állítottuk össze az adatbázisban.

4 Bálint Zs.: *A Kárpát-medence nappali lepkéi*, I. Budapest, 1996, MME, 183.

5 Elmes, G. W. – Thomas, J. A.: i. m.

A fajok élőhelyei, tápnövényei, hangyagazdái

A *Maculinea* genuszba tartozó fajok fő táplálékforrásai, a többi nappali lepkéhez hasonlóan, a lárvá tápnövénye és az imágók nektárforrásai. A genuszra jellemző specialitás, hogy obligát myrmecophil kapcsolatban élnek a *Myrmica* genuszba tartozó hangyákkal. Ez utóbbi a limitáló erőforrásuk.

1. Lápréti ökotípus

Kizárólag sík- és dombvidéki lápréteken, mocsárréteken fordul elő. Tápnövénye a *Gentiana pneumonanthe* vagy a *Gentiana asclepiadea*. A hernyó a virágban a magkezdeményekkel táplálkozik, majd földre vetve magát a *Myrmica* hangyák adoptálják. Úgy tűnik, a lápréti ökotípus hangyaspecifikitása földrajzi régióként erősen változik. Számos vidéken parazitálja az *M. scabrinodist*, az *M. rubrat* vagy az *M. ruginodist*.⁶ Fő nektárforrásai a *Sanguisorba officinalis* és *Centaurea* fajok.⁷

2. Száraz réti ökotípus

Száraz réteken, kaszálókon él. Legtöbb, ez idáig megismert populációjának tápnövénye a *Gentiana crutiata*, de a *G. germanicat* és a *G. campestris* is bizonyos helyeken és bizonyos években használhatja. Gazdahangyája az *M. schenki*. Az imágót táplálkozás közben ritkán figyelték meg a külföldi irodalom szerint. A nagy-szénási populáció egyik fő nektárforrása a *Ligustrum vulgare*.

A *Maculinea* fajok természetvédelmi helyzete

A berni egyezmény függelékében megtalálhatóak, a legtöbb országban Vörös Könyves fajként tartják számon őket.⁸

A *Maculinea*–*Myrmica* kapcsolatok

A vastag, kemény kültakarójú, PCO-val és DNO-val rendelkező *Maculinea* hernyók obligát hangyaparaziták. E tulajdonságuk egy fakultatív myrmecophil ősből direkt úton fejlődött ki. A lárvá tápnövény virágjában rág, itt éri el a negyedik lárvastádiumot, majd a növényről a földre jutva vár, amíg egy *Myrmica* hangya adoptálja és a fészekbe viszi. Az elkövetkezendő tíz hónap-

6 Elmes, G. W. – Thomas, J. A. – Wardlaw, M. E. – Hochberg, H. E. – Clarke, R. T.: The ecology of *Myrmica* ants in relation to the conservation of *Maculinea* butterflies. *J. Insect Conservation*, 1998. 2. 67–78.

7 Bálint Zs.: i. m.

8 Bálint Zs.: i. m.; International *Maculinea* Workshop, 1996. Dutch Butterfly Conservation, Abstract volume; Winhoff, I.: The recent distribution of the European *Maculinea* species. *J. Insect Conservation*, 1998. 2. 1527.

1. táblázat

Maculinea fajok elterjedése

Taxon	Elterjedés	Országos szintű kihalások EU-ban	IUCN-kategória
<i>M. alcon</i> lápréti ökotípus	Ny-Európától Erdélyig*, vagy a Balkánon át Ázsiáig**	A volt NDK, Belgium (sok lokális kihalás)	Sérülékeny
<i>M. alcon</i> száraz réti ökotípus	A Pireneusoktól az Altájig vagy a Kárpát-medence K-i széléig	-	Sérülékeny

* Winhoff, L.: i. m.

** Bálint Zs.: i. m.

ban a hernyó itt él, majd itt is bábozódik be. A lepkegenusz fajai parazitizmusuk alapján két csoportba sorolhatók. A „primitív” parazitákra (*M. arion*, *M. teleius*, *M. nausithous*) a fészekben a hangyák kis figyelmet fordítanak, ezek elsősorban itt hangyalárvákkal táplálkoznak. A „fejlett” parazitákat (*M. alcon* mindkét ökotípus) a hangyák gondozzák, táplálékukat főként a hangyák által regurgitált anyagokból nyerik, és csak másodsorban fogyasztanak hangyalárvákat. Mindebből következik, hogy egy hangyaboly több „fejlett” parazitát tud eltartani, mint „primitívet”, mert ezek kevésbé merítik ki a hangyakolóniát.

Maculinea alcon, lápréti ökotípus

Az adaptáció gyors, mindössze egy percre tart, és a „primitív” parazitáktól eltérően sem DNO-szekréció, sem a tor felpúpozása nem figyelhető meg. A fészekben hangyalárvát, a dolgozók által regurgitált táplálékot és felajánlott rovarprédát egyaránt fogyaszt. Valószínűleg a hangyalárvák kevésbé fontos szerepet játszanak az étrendjében, mivel a telelés után hangyalárvát nem tartalmazó fészekben is befejezheti fejlődését.

Maculinea alcon, száraz réti ökotípus

Az adaptáció a lápréti ökotípuséhoz hasonló. A fészekben a hernyók kérészviselkedéssel próbálják rábírní a dolgozókat a regurgitációra és az etetésre. Egyértelműen fontosabb számukra az így kapott táplálék, mint a hangyalárvák fogyasztása.

A *Maculinea alcon* peterakásának konzervációbiológiai jelentősége

A nőtény lepke erősen szelektál a rendelkezésére álló tápnövények között. A számunkra első pillantásra megfelelőnek tűnő növényt lehet, hogy a lepke különböző okok miatt visszautasítja. Így előfordulhatnak olyan helyzetek, amikor bár elegendő mennyiségű tápnövényegyed található a habitatban, a lepkék mégsem petéznek, majd a populáció kipusztul. A szelektálás egyik legfontosabb kritériuma a mikroklíma. Ez függ a növény magasságától, ár-

nyékoltságtól stb., ami megfelelő területkezeléssel szabályozható úgy, hogy az a lepkék számára megfelelő mikroklíma kialakulásához vezessen. Mindezt egy kiragadott irodalmi példával szemléltetjük:

2. táblázat

A *maculinea alcon* peterakásának mikroklímája

Taxon	Élőhely	Hangyafaj	Tápnövény	Nektárforrás	Egyéb
<i>M. alcon</i> lápréti ökotípus	Sík- és dombvidéki láprétek	<i>Myrmica scabrinodis</i> , <i>M. ruginodis</i> , <i>M. rubra</i>	<i>Gentiana</i> <i>pneumonanthe</i> , <i>G. asclepiadea</i>	<i>Sanguisorba</i> <i>officinalis</i> , <i>Centaurea sp.</i>	Hangyafajhoz való specifitása földrajzi régióként változik
<i>M. alcon</i> száraz réti ökotípus	Száraz rétek, kaszálók	<i>M. schenki</i>	<i>G. crutiata</i> , <i>G. germanica</i> , <i>G. campestris</i>	<i>Ligustrum</i> <i>vulgare</i>	Táplálkozni ritkán figyelték meg

A peterakási preferencia vizsgálata fontos, mert megfelelő háttérismerek esetén monitorozási célokra felhasználható a peteszámlálás. Az alábbi kérdésekre kerestük a választ:

- a magasabb hajtásokat jobban kedveli-e a nőstény,
- jobban kedveli-e a növényzetből kiálló hajtásokat,
- befolyásolja-e a virágok száma a petézést,
- számít-e, hogy egy tövön hány hajtás van a hajtásonkénti peteszám szempontjából,
- befolyásol-e a hangya jelenléte?

A növényen hol helyezi el a nőstény petét:

- melyik nóduszokon van több pete,
- a nóduszon belül melyik helyet kedveli?

A felvett adatok: hajtásszám, hajtásonkénti, nóduszonkénti virágszám és állapot, nóduszonkénti peteszám és azok elhelyezkedése, petés nóduszkok száma és helyzete, növény magassága (cm), növényzet magassága (cm), a tő viszonylagos helye.

Felvételezésre került: 196 petés tő, kb. 100 nem petés *Gentiana* tő.

A vizsgálat helyszínei: Kunpeszér, őrseg (Nyúzó-völgy), Nagy-Szénás.

A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Program az adatok jobb áttekinthetősége és dokumentálása végett metaadatbázis (az adatbázisok adatbázisa) kialakítását javasolja, ezért vizsgálatainkhoz elkészítettük az *M. alcon* peterakási preferenciavizsgálata során kialakított metaadatbázist. A formai követelmények részletes leírása a NBMP kézikönyvsorozat informatikai kötetében olvasható.⁹

9 Horváth F. – Rapcsák T. – Fölsz F. – Hoffer J. – Lőkös L. – Peregovits L. – Rajczy M. – Samu F. – Szép T. – Szilágyi G.: A Biodiverzitás-monitorozó Program metaadatbázisának terve (TERMET). In Horváth F. – Rapcsák T. – Szilágyi G. (eds.): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer, I. Informatikai alapozás*. Magyar Természettudományi Múzeum, 1997, 88–95.

A *Maculineaalcon xerophila*¹ populációökológiája és természetvédelme²

Irodalmi áttekintés

Boglárkalepkék és hangyák kapcsolata

A boglárkák az egyik legváltozatosabb családot képviselik a nappali lepkék között, legalább 6000 fajukat ismerjük már a világon.³ A hazai nappali lepkék fajok egyharmada is közéjük tartozik.⁴

Hernyóik elég kicsik, csupaszok, más csoportokra jellemző védekezési módszerek, pl. a szőrök, tüskék, riasztó mintázat, mérgező anyagok felhalmozása, náluk hiányoznak.

Van azonban egy egészen sajátos, bonyolult viselkedésmintázatuk: a hangyákkal való együttélés. Ezt a viselkedést *mirmekofiliának* nevezzük. Jelenlegi ismereteink alapján a boglárkák többsége valamilyen mértékig *mirmekofil* életmódot folytat. A *mirmekofília* során a hernyókat védik a hangyák, egyes fajok esetében hangyákkal táplálkoznak, míg a hangyák a lárvák által kiválasztott szekrétumokkal táplálkoznak.

A *mirmekofília* morfológiai adaptációt is jelent. A boglárkahernyók és -bábok speciális szervekkel rendelkeznek, melyek váladéka a hangyák számára attraktív. A hernyót a hangyák csápjuk érintésével és simogatással próbálják rávenni a szekrétumok termelésére és kibocsátására, melyet azon nyomban le is nyaldosnak a lárva testéről. A táplálékért cserébe a hangyák megvédik a hernyót mindenféle ragadozótól és parazitától, ezzel a hernyó túlélési esélyei jelentősen javulnak.

1 *Lepidoptera, Lycaenidea*.

2 A kutatási program címe: Terresztris állatközösségek populációökológiai kutatása.

3 Thomas, J. A. – Elmes, G. W. – Wardlaw, J. C. – Woyciechowsky, M.: Host specificity among *Maculinea* butterflies in *Myrmica* ant nests. *Oecologia*, 1989. 79. 452–457.; Carter, D. J.: *A világ lepkéi*. Budapest, 1994, Panem Kft.

4 Gozmány L.: Nappali lepkék – Diurna. *Fauna Hungariae*, 1968. 91. XVI/15., Akadémiai Kiadó, Budapest.

A szekrétrumokat elválasztó szervek a következők:

- dorzális nektárszerv: egy, a hetedik abdominális szelvényen levő képlet, mely főleg cukrokat és aminosavakat szekretál,
- pórus-kupola szervek: a testfelszínen elszórt apró mirigyek, váladékuk valószínűleg cukrokat, aminosavakat és pszeudoferomonokat tartalmaz,
- tentakuláris szervek: egy pár van belőle a nyolcadik abdominális szelvényen, szerepük nem ismert, egyesek szerint a hernyók figyelmeztető jelzésként használják a hangyák felé.

Fenti szervek előfordulása nem általános, hanem fajtól és fejlődési stádiumtól függő. A bábok csak dorzális nektárszervvel és tentakuláris szervekkel rendelkeznek.⁵

A boglárkák és hangyák közötti populációs kölcsönhatás alapvetően két-féle lehet: mutualizmus vagy parazitizmus. Az előbbi sokkal gyakoribb, mint az utóbbi, de mindkét alapeseten belül több változatot meg lehet különböztetni, mert az egymásrautaltság erőssége igen változó, sokszor egy génuszon belül is.

Wynhoff⁶ az európai boglárkákat az alábbi öt csoportba osztotta:

- *mirmekoxén* fajok: semmilyen kapcsolatban nem állnak hangyákkal. Pórus-kupola szerveiknek köszönhetően a hangyák nem támadják meg őket (pl. *Lycaena* fajok),
- gyengén *mirmekofil* fajok: csak ritkán figyelhető meg a hangyákkal kapcsolat, mely legtöbbször ideiglenes is (pl. csücsköslepkék),
- közepesen *mirmekofil* fajok: gyakrabban gondozzák őket hangyák, mint az előző csoportot (pl. *Celastrina argiolus*),
- erősen *mirmekofil* fajok: a lárvák többsége állandóan kapcsolatban van hangyákkal (pl. *Plebejus* és *Polyommatus* fajok),
- *obligát mirmekofil* fajok: a lárvák kizárólag hangyákkal kapcsolatban állva tudnak kifejlődni. A *Cigaritis* fajok kommenzalistaként élnek a hangyabolyokban, míg a *Maculineak* parazitaként.

Az egyes fajok mirmekofilájának ismerete, konkrét vizsgálata rendszertani, ökológiai és természetvédelmi szempontból is fontos.

Hangyaparazita lepkék – a Maculinea nem

Palearktikus nem. Taxonómiai viszonyai faji szinten nem teljesen tisztázottak. Fajai: *M.alcon* – Denis et Schiffermüller, 1775 (szürkés boglárka), *M.arion* – Linnaeus, 1758 (nagypettyes boglárka), *M.arionides* – Staudinger,

5 Jordano, D. – Thomas, C. D.: Specificity of an ant – lycaenid interaction. *Oecologia*, 1992. 91. 431–438.

6 Wynhoff, I. (ed.): *International Maculinea Workshop*. Dutch Butterfly Conservation, Wageningen. 1996, Interim report.

1887, *M. nausithous* – Bergstrasser, 1779 (zanótboglárka), *M. rebeli* – Hirschke, 1904, *M. teleius* – Bergstrasser, 1779 (vérfűboglárka).⁷ Az *M. arionides* csak Kelet-Ázsiában él, a többi faj Európában is megtalálható.

Populációk és életciklus

Európában – speciális életmódjuk és az ember környezetátalakító tevékenysége miatt – csak elszigetelt, kis populációkban maradtak fent. Az eddigi vizsgálatok szerint a populációk zártak, a migráció és diszperzió igen kis mértékű. Egy-egy alkalmas élőhelyfolt nagysága 0,5 és 5 ha között változhat.⁸

Sebezhetőségük miatt a leggyorsabban eltűnő nappali lepkék közé sorolják őket. Az IUCN az *M. nausithous* és *M. teleius* fajokat a veszélyeztetett (*endangered*), a többi fajt a sebezhető (*vulnerable*) kategóriába sorolta 1990-ben.⁹

Valamennyi fajuk egynemzedékes. A nyár folyamán a megtermékenyített nőtények petéiket egyesével a tápnövényre rakják. A kikelő lárvák a tápnövény virágzatába másznak és ott elsősorban a fejlődő magházban táplálkoznak. Gyorsan fejlődnek, 2–3 hét alatt elérik a negyedik lárvastádiumot. Ekkor – közvetlenül a vedlés után – kimásznak a virágzathoz és levetik magukat a földre, ahol addig várnak, amíg egy *Myrmica* nembe tartozó hangya rájuk nem talál. A lárvák ebben a stádiumban már rendelkeznek a boglárkákra jellemző dorzális nektárszervvel és pórus-kupola szervekkel, sőt arra is képesek, hogy egy hangadó szerv segítségével a *Myrmica* dolgozók ciripelését utánozzák. A hernyók a várakozás során soha nem keresik aktívan a hangyákat, és ha nem talál rájuk egy *Myrmica* dolgozó, egy-két napon belül elpusztulnak.¹⁰

A hangyák csak akkor fedezik fel a hernyókat, ha közvetlen fizikai kapcsolatba kerülnek velük. Ebből arra következtetnek, hogy a hernyók nem termelnek olyan feromonokat, melyek a megtalálásukban segítenék a hangyákat. Miután egy hangya megtalálta a lárvát, felveszi azt és a bolyba szállítja.¹¹ A következő tíz hónapot a hernyó itt tölti, a hangyák parazitájaként. Testtömege jelentősen növekszik ezen idő alatt, hiszen a bolyba érkezés idején a hernyó tömege csak 1–2%-a a báb tömegének. A növekedés első periódusa

7 Higgins, L. G. – Hargreaves, B.: *The Butterflies of Britain and Europe*. Collins, 1983, London.

8 Elmes, G. W. – Thomas, J. A.: Die Gattung *Maculinea*. In Geiger, W. (ed.): *Tagfalter und ihre Lebensraume*. Schweiz, Basel, 1987, Natursch., 354–368.; Thomas, J. A.: The ecology and conservation of *Maculinea arion* and other European species of large blue butterfly. In Pullin, A. S. (ed.): *Ecology and Conservation of Butterflies*. London, 1995, Chapman & Hall, 180–197.

9 Thomas, J. A.: i. m. (1995).

10 Elmes, G. W. – Thomas, J. A.: i. m. (1987).

11 Elmes, G. W. – Thomas, J. A. – Wardlaw, J. C.: Larvae of *Maculinea rebeli*, a large-blue butterfly, and their *Myrmica* host ants: wild adoption and behaviour in ant-nests. *J. Zoology (London)* 1991. 223. 447–460.

október–novemberig tart, majd a hibernáció után április végétől kezdődik a második periódus. A bábozódás két-három héttel a kirepülés előtt történik meg. A kikelő imágók hajnalban kimásznak a hangyabolyból, fűszálra vagy más alkalmas tárgyra kapaszkodnak, és szárnyaik kifesztése után elrepülnek.¹²

Az *M. alcon* és az *M. rebeli* parazitizmusa „kakukk” típusú. Hernyóik tökéletesen meg tudják tévesztetni a hangyákat, és úgy viselkednek a bolyban, mint a kakukkfiókák az énekesmadarak fészkeiben. Valószínűleg képesek olyan feromonok termelésére, melyek a hangyalárvákra jellemzőek, sőt a testfelépítésük és viselkedésük is igen hasonlít azokhoz.¹³ A hangyával való találkozás esetén nincs is szükségük arra, hogy bonyolult módon elhitessék magukról, hogy ők hangyalárvák. Ehelyett a *Myrmica* dolgozó szinte azonnal megragadja a hernyót és becipeli a bolyba a lárvák közé. Itt a hangyák nem szűnnek meg a hernyóval foglalkozni, melyet mindvégig saját ivadékuknak tekintenek. Egy-egy hernyót általában több hangya is gondoz, és erre a hernyóknak feltétlenül szükségük van az életben maradáshoz. A megfigyelések szerint a hernyó–hangya kapcsolat során meghatározott viselkedésminták váltják egymást. Először a hernyó édes nedvet választ ki, melyet a hangyák felnyalogatnak. Ennek hatására a hernyó egy sajátságos „kolduló” pózt vesz fel, ezzel bírja rá gondozóit, hogy táplálékot adjanak neki.¹⁴

A „kakukk” fajok hernyói elsősorban a dolgozók által regurgitált folyadékot, valamint hangyatojásokat fogyasztanak, de néha a hangyák által zsákmányolt táplálékból is esznek. Éhező hernyóknál azonban ragadozó viselkedést is megfigyeltek, ebben az esetben a hernyó hangyalárvákat fogyasztott.

Valamennyi *Maculinea* faj *mirmekofiliája* egy-egy hangyafajra korlátozódik, tehát fajspecifikus. Bármelyik faj hernyóját bármelyik *Myrmica* faj elfogadja és beviszi a bolyába, de csak egyetlen hangyafaj fészkeiben van esélye a hernyónak a túlélésre.¹⁵ Kísérleti körülmények között azonban ez a specifikitás nem volt megfigyelhető, mert bármelyik hangyafaj bolyából ki tudták nevelni a lepkéket. Feltehetőleg a nem megfelelő bolyba került hernyók pusztulását a természetben előforduló stresszhatások, pl. táplálékhiány váltják ki, mert ilyenkor a hangyák nagyobb valószínűséggel támadják meg a hernyókat. A legújabb vizsgálatok szerint azonban a specifikitás kérdése bonyolultabb, mert az *M. alcon* esetében többféle hangyagazdát is találtak.¹⁶

12 Thomas, J. A. – Wardlaw, J. C.: The effect of queen ants on the survival of *Maculinea arion* larvae in *Myrmica* ant nests. *Oecologia*, 1990. 85. 87–91.; Thomas, J. A.: i. m. (1995).

13 Elmes, G. W. et al.: i. m. (1991).

14 Thomas, J. A.: i. m. (1995).

15 Thomas, J. A. et al.: i. m. (1989).

16 Elmes, G. W. – Thomas, J. A. – Hammarstedt, O. – Munguira, M. L. – Martin, J. – van der Made, J. G.: Differences in host-ant specificity between Spanish, Dutch and Swedish populations of the endangered butterfly, *Maculinea alcon* (Denis et Schiff.) (*Lepidoptera*). *Memorabilia Zoologica*, 1994. 48. 55–68.

Vajon miért a *Myrmica* fajokra specializálódtak ezek a lepkék? Csak a *Myrmica* fajokra jellemző, hogy lárváik az őszi és tavaszi időszakban fejlődnek a bolyban, márpedig ez alapvető fontosságú a lepkék szempontjából. Életciklusuk miatt a hernyók csak ekkor tudnak táplálkozni a bolyban, hiszen a tápnövény virágzási ideje kötött, és ahhoz minden valószínűség szerint előbb adaptálódtak a *Maculinea* fajok. A nem *Myrmica* bolyban nevelt hernyók nem élik túl a hibernációt, mert az ősz végére ezen bolyokból eltűnnek a hangyalárvák, és a táplálékhiány miatt a hernyók nem tudnak elég tápanyagot felhalmozni a téli időszakra.¹⁷

Túlélés a hangyabolyban

A nem megfelelő hangyafajhoz került hernyók esélye a túlélésre csupán 1–2%. A ragadozóként viselkedő hernyók kifejlődése csak a nagyobb, sok hangyalárvát tartalmazó bolyokban lehetséges, ezzel szemben a „kakukk” hernyók kisebb bolyokban is felnővekedhetnek.

Terepi vizsgálatok szerint a hangyagazdák legtöbb bolyába több hernyó kerül, mint a boly eltartó képessége. Tehát a hernyók között versengés kezdődik a táplálékért. Ebben az esetben a „kakukk” fajok hernyói közül a dolgozók a legnagyobbakat kiválasztják, melyeket azután a kisebb hernyókkal és a saját lárváikkal is táplálnak, mivel a hangyák azt hiszik, hogy saját utódait gondozzák. Így azután bármilyen sok hernyó került is a bolyba, egy részük szinte biztosan életben marad és kifejlődik, mert a hangyák gondozzák őket. Így a „kakukk” hernyók között *contest kompetíció* érvényesül.

Ezzel szemben a ragadozó fajok hernyói egymás elől falják fel a hangyalárvákat, és ha túl sok a hernyó, illetve túl kevés a lárva, akkor nagy valószínűséggel az összes hernyó elpusztul a táplálékhiány miatt. Tehát ezen fajoknál *scramble kompetíció* érvényesül.¹⁸ A ragadozók egyetlen esélye ilyenkor az életben maradásra az, ha a lárváitól megfosztott hangyakolónia elhagyja a bolyt, melybe egy másik, ugyanazon fajhoz tartozó kolónia telepedik be. Az új kolónia új táplálékforrást jelent a hernyó számára. Erre a lehetőségre igen jól adaptálódtak a *Maculinea* lárvák, mert akár 10–14 napig is kibírják a táplálékhiányt, szemben a többi boglárkafajra jellemző 1–2 nappal.¹⁹

A fent leírtakból az is következik, hogy a ragadozó típusú hernyók sok bolyt kifosztanak, ezzel csökkentve a hangyagazda abundanciáját és a következő generáció túlélési esélyeit. Hasonló negatív visszacsatolás figyelhető meg a „kakukk” fajok esetében is, de náluk a kár sokkal kisebb, és nem befolyásolja jelentősen a gazdafaj gyakoriságát.²⁰

17 Thomas, J. A. – Wardlaw, J. C.: i. m.

18 Thomas, J. A.: i. m. (1995).

19 Thomas, J. A. – Wardlaw, J. C.: i. m.

20 Thomas, J. A.: i. m. (1995).

Mindezen hatások végeredményeként egy átlagos *Myrmica* bolyból kb. 6-7-szer több „kakukk” fajhoz tartozó imágó tud kifejlődni, mint ragadozó.²¹ Terepi megfigyelések szerint a ragadozó fajok esetében egy bolyból csak 1, esetleg 2 vagy 3 imágó repül ki, viszont a „kakukk” fajoknál ez a szám a 10-et is elérheti. Utóbbi fajok populációsűrűsége ezért nagyobb is.²²

További tényezők is befolyásolják a hernyók túlélését. Ilyen a hangyaboly fiziológiai és szociális állapota. Olyan bolyokban is nagy különbségeket tapasztaltak a mortalitásban, ahol kevés hernyó nevelkedett és nem volt intraspecifikus kompetíció. Ennek valószínűleg az a magyarázata, hogy egyes bolyok dolgozói sokkal agresszívebbek, míg más kolóniák nem támadják meg a hernyókat. A viselkedésbeli különbségek okait még alig ismerik, de az bizonyos, hogy a királynő jelenléte fontos tényező. A királynővel rendelkező kolóniákban a lárvákat gondozó hangyák a királynőlárvákat elpusztítják. Mivel a ragadozó hernyók sokszor pont a nagy termetű királynőlárvákat falják fel táplálkozásuk során, ezen lárvák feromonjai rájuk is átkerülnek, miáltal a gondozók őket is elpusztítják. Ez az ún. „királynő-effektus” tovább rontja a ragadozó hernyók túlélési esélyeit, ugyanakkor a „kakukk” fajok esetében – életmódjukból következően – nem észlelhető ez a hatás.²³

Rendkívül érdekes és alig ismert területe a *Maculinea* fajok ökológiájának a parazitáltság kérdése. Az *M. teleius* kivételével valamennyi fajnál valószínűsítik, hogy gazdaspecifikus fürkészdarázsfa a parazitájuk. Bár eddig igen kevés adat ismert a parazitizmus jelentőségéről, valószínűleg a hernyók 20–25%-a ebben pusztul el. A paraziták esetében is nagy a különbség a „kakukk” és a ragadozó fajok között. Előbbieket az *Ichneumon* nemzetségbe tartozó darazsak parazitálják, utóbbiakat *Neotypus* fajok.²⁴

Az *Ichneumon* fajok a bolyban élő hernyókba petéznek. Képesek a felszín felett repülve megállapítani, hogy hol van olyan hangyaboly, melyben az adott lepkefaj gazdafaja él, majd a boly bejáratához szállva azt is el tudják dönteni, hogy abban a kolóniában van-e hernyó. Hogy mindezt hogyan érzékelik, még teljesen ismeretlen. Amennyiben a bolyban megtalálható a hernyó, a darázs behatol a lárvakamrába, a nagyobb hernyókban elhelyez egy-egy petét, majd elrepül. Mindeközben a hangyák folyamatos támadásának van kitéve, mely ellen jó védelmet nyújt vastag kitinpáncélja, bár nem valószínű, hogy egy nőstény darázs két ilyen behatolásnál többet elviselne.

21 Thomas, J. A. – Elmes, G. W. – Wardlaw, J. C.: Contest competition among *Maculinea rebeli* butterfly larvae in ant nests. *Ecol. Entomol.*, 1993. 18. 73–76.

22 Wynhoff, I.: i. m. (1996).

23 Thomas, J. A. – Wardlaw, J. C.: i. m.; Thomas, J. A.: i. m. (1995).

24 Thomas, J. A.: i. m. (1995).

A *Neotypus* fajok viszont akkor helyezik el petéiket, amikor a hernyók még a tápnövényen élnek. A gazdakeresés eltérő módját²⁵ a lepkefajok eltérő populációdinamikájával magyarázták meg. A „kakukk” fajok esetében a darazsak termékenysége akkor lesz nagyobb, ha a bolyban megtalálható legnagyobb hernyókat parazitálják, mivel ezeknél már kicsi a mortalitás. A ragadozó fajok esetében, ahol bolyonként általában csak egy hernyó marad életben, értelmetlen lenne a darázsnek a behatolás kockázatát vállalni. Itt sokkal célszerűbb a hernyók közül minél többet felkeresni a tápnövényeken. A kifejlett darazsak a nyár közepén kelnek ki a bábokból és repülnek ki a szabadba.

A Maculineaalcon xerophila (Berger, 1946) jellemzése

1. *Taxonómiai helyzet.* A *Maculinea* fajcsoport taxonómiai megítélése máig ellentmondásos. Alapvetően Bálint Zs. munkáit²⁶ követve a vizsgált populációt *M. a. xerophilának* tartjuk. 1986-ban Kudrna az *M. a. rebeli*t önálló fajként tünteti fel *M. rebeli* néven. Ezt követte Elmes, G. W. és Thomas, J. A. 1987-ben készült munkája is, majd általánosan elterjedtté vált a fajként való elkülönítés.

Az *alcon* és *rebeli* közötti különbség a tápnövényben, a hangyagazdában és a lárvák morfológiájában mutatkozik meg, de az imágók morfológiájában csak nagyon csekély különbségek észlelhetők. Bálint Zs. szerint az *M. rebeli* létező faj, de nem azonos az *M. a. xerophilával*, mivel az előző kifejezetten magas hegységekben él, míg utóbbi kisebb tengerszint feletti magasságú élőhelyeken található. Az *M. a. xerophila* az *M.alcon* törzsalak xerofil ökotípusa, mely a Palearktikum nyugati felében (az Altajtól az Atlanti-óceánig) széles körben elterjedt, és szimpatrikusan fordul elő a higrofil *M.alconnal*.²⁷ A nemzetközi irodalomban viszont minden *Gentiana cruciata*n élő *Maculinea rebeli*nek neveznek. A taxonómusok dolgát tovább nehezíti, hogy az *M.alconnál* három különböző hangyafajokra specializálódott csoportot különböztettek meg Elmes, G. W. és munkatársai,²⁸ melyeket alfajként különítettek el.

2. *Populációökológia.* Populációméret és élőhely. Az *M. a. xerophila* populációk általában nagy egyedszámúak, ami a „kakukk” viselkedésből következő jó forráshasznosításnak köszönhető. A tápnövény szinte kizárólag a *Gentiana cruciata*, a hangyagazda pedig az *M. rebeli* esetében a *Myrmica*

25 Thomas, J. A. – Elmes, G. W.: Specialized searching and the hostile use of allomones by a parasitoid whose host, the butterfly *Maculinea rebeli*, inhabits ant nests. *Anim. Behaviour*, 1993. 45. 593–602.

26 Bálint Zs.: A Kárpát-medence boglárkalepkéinek revíziója (*Lepidoptera, Lycaenidae*). *Janus Pannonius Múz. Évk.*, 1989. 34. 47–62.; Bálint Zs.: Magyarország nappali lepkéi a természetvédelem tükrében. *Somogyi Múz. Közl.*, 1994. 10. 183–206.

27 Bálint Zs.: i. m. (1994).

28 Elmes, G. W. et al.: i. m. (1994).

schencki, de a *xerophilara* vonatkozóan erről semmit sem tudunk. Jellemző élőhelyei a hűvösebb mikroklimájú sziklagyepek, töbörretek és erdőirtások,²⁹ de Dániában homokdűnéken repül. Egy-egy élőhely nagysága általában 1 hektár körüli. A faj abundanciájára jellemző, hogy egy észak-spanyolországi populációnál 600 egyed/ha volt a denzitás egy négyhektáros biotópban.³⁰

Hazánkban a lepkék repülési ideje június első hetében veszi kezdetét és július második hetéig tart. Elmes, G. W. és munkatársai³¹ egy franciaországi populáció életmenetét vizsgálták részletesen. Az adatok alapján az imágók ivararánya 1:1 körüli, bár más vizsgálatokban a nőtények arányát valamivel nagyobbra (1,2:1) becsülték.³² A lepkék 8 és 10 óra között kelnek ki a bából, majd a bolyból kimászva kifeszítik szárnyaikat.

Az imágók viselkedéséről kevés megfigyeléssel rendelkezünk. A nőtények még a kelés napján elkezdene petézni, de a peték többségét csak a második napon rakják le. A következő napon a nőtény pihen, miközben újabb peték érnek be ivarszerveiben, melyeket a negyedik napon rak le. Ezt a peterakási mintázatot elsősorban a kedvezőtlen időjárás tudja megzavarni, mert hűvös, nedves időben a lepkék alig mozognak. Egy-egy nőtény elméletileg több száz petét is lerakhat, de a valóságban a rövid élettartam miatt ennél sokkal kisebb a termékenysége. Az *M. rebeli* egy nőtényére jutó átlagos peteszám 80–150 körüli volt.³³

A jelölés-visszafogásos vizsgálatok szerint a lepkék ragaszkodnak élőhelyükhöz, migráció alig figyelhető meg, a populációk zártak.³⁴ Az eddig megfigyelt legnagyobb, egy egyed által megtett távolság 200 m volt.

A peték jelentős része jól látható, kitett helyekre, pl. a levelek színére kerül. Mivel a „kakukk” fajok abundanciája jóval nagyobb a ragadozókénál, a tápnövények igen sok petét hordoznak. Németországi vizsgálatok szerint a legtöbb petét a lepkék a magányos, sok virággal rendelkező, a környező növényzetből kiemelkedő tárnicsokra rakták, ezen növényeken akár több száz petét is meg lehetett számolni.³⁵ Az *M.alcon* és *M. rebeli* fajoknál a hernyó egyaránt a pete alapi részén kel ki, úgy, hogy a tárnics levelét is átrágja. Ez a kelési mód egyedülálló a holarktikus boglárkák között. Thomas, J. A. és mun-

29 Bálint Zs.: i. m. (1994).

30 Wynhoff, I.: i. m. (1996).

31 Elmes, G. W. et al.: i. m. (1991); Elmes, G. W. – Wardlaw, J. C. – Thomas, J. A.: Larvae of *Maculinea rebeli*, a large-blue butterfly, and their *Myrmica* host ants: patterns of caterpillar growth and survival. *J. Zoology (London)*, 1991. 224. 79–92.

32 Wynhoff, I.: i. m. (1996).

33 Wynhoff, I.: i. m. (1996).

34 Elmes, G. W. – Thomas, J. A.: Complexity of species conservation in managed habitats: interaction between *Maculinea* butterflies and their ant hosts. *Biodiv. & Cons.*, 1992. 1. 155–169.

35 Wynhoff, I.: i. m. (1996).

katársai³⁶ a jelenséget a következőképpen magyarázták meg. A peték könnyen elérhetőek a ragadozók és paraziták számára, mert kitett helyeken vannak. Csakhogy ezen két faj petéi nagyon vastag fallal rendelkeznek, melyben a tömör endochorion átlagosan hatszor vastagabb, mint egy normális boglárkapetében. Ez remek védelmet nyújt a paraziták ellen, viszont lehetetlenné teszi, hogy a hernyó normális módon keljen ki. Ezért kénytelen a lárva a pete alapján át kikelni, ahol a petefal sokkal vékonyabb.

A peték mortalitásáról nincsenek adatok. A mortalitást feltehetően főként a taposás, a legelés és a kedvezőtlen környezeti tényezők miatti „besülés” okozza.

A petékből 4–10 nap múlva kelnek ki a hernyók. A lárvák életük első két-három hetében fitofágok, a tárnics virágainak belső részeit, főleg a magházat fogyasztják. Gyorsan fejlődnek, de a testsúlyuk mindvégig igen alacsony marad. A bolyon kívüli utolsó – harmadik – vedlés legtöbbször délután, 15 és 17 óra között történik meg. Ekkor a hernyók átlagos súlya 1,6 mg volt.³⁷ negyedik lárvastádiumban megváltozik a hernyók viselkedése, ettől kezdve „kakukk” viselkedést folytatnak. 18 és 20 óra között hagyják el a tápnövényt és levetik magukat a földre. Ez az időzítés azért fontos, mert egybeesik a hangyagazda *M. schencki* aktivitási periódusával. A földfelszínen a hernyó maximum néhány centimétert mászik arrébb, amíg egy megfelelő várakozó helyet nem talál, mely legtöbbször egy levél alatti zug vagy egy repedés a talajban. Itt várakozik mozdulatlanul mindaddig, míg egy *Myrmica* dolgozó rá nem talál, vagy amíg el nem pusztítják ragadozói, pl. egy másik hangyagénuszba tartozó dolgozó. A hernyók soha nem keresik a hangyákat, a hangyák pedig mindaddig nem veszik észre a hernyót, amíg fizikai kapcsolatba nem kerülnek vele. Érdekes, hogy a hangyák a mozgó hernyókat akkor is figyelmen kívül hagyják, ha létrejön köztük a kapcsolat. Valószínűleg a hernyók csak akkor kezdenek a hangyalárvákéhoz hasonló feromonok termelésébe, amikor már megállapodtak egy helyen. A várakozást maximum két napig bírják, utána elpusztulnak.³⁸

3. *Természetvédelmi szempontok.* A nappali lepkék viasszaszorulása, eltűnése különösen nagy mértékű Európában. Egy Nagy-Britanniában készült vizsgálat szerint az ottani fajok mindössze 7%-a tudott terjeszkedni az elmúlt évtizedekben, a legtöbb fajra életterének beszűkülése volt a jellemző. A legnagyobb visszaesés azoknál a fajknál mutatkozik, melyek korai szukcessziós fázisú élőhelyeken tenyésznek, mert az ilyen habitatok a változó,

36 Thomas, J. A. – Munguira, M. L. – Martin, J. – Elmes, G. W.: Basal hatching by *Maculinea* butterfly eggs: a consequence of advanced myrmecophily? *Biol. J. Linnean Soc.*, 1991. 44. 175–184.

37 Elmes, G. W. – Wardlaw, J. C. – Thomas, J. A.: i. m. (1991. 224.).

38 Elmes, G. W. – Thomas, J. A. – Wardlaw, J. C.: i. m. (1991. 223.).

modernizálódó mezőgazdaság miatt egyre jobban visszaszorulnak. A legtöbb *Maculinea* fajra jellemző a korai szukcessziós fázisú élőhelyekhez való kötődés, és a nagyon szűk ökológiai niche, melyben meg tudnak élni. Ebből adódóan az utóbbi évtizedekben igen sok populáció pusztult ki egész Európában. Pontosan ezért sorolják e nemzetség fajait a kontinens legveszélyeztetettebb lepkéi közé, melyek ma már minden országban védelmet élveznek.³⁹ A magyar „Vörös könyv” az *M. alcon* és *M. nausithous* fajokat az aktuálisan veszélyeztetett, az *M. teleiust* a potenciálisan veszélyeztetett fajok között sorolja fel.⁴⁰

Valamennyi *Maculinea* fajra jellemző, hogy a populációk szempontjából a hangyagazda megfelelő denzitása a legfontosabb. Ennek szerepét modellezték is. A ragadozó fajok esetében – a modell szerint – egy populáció csak akkor életképes, ha a tápnövények legalább 50%-a a gazdafaj keresőterületén belül található. Viszont a „kakukk” fajoknál elég lehet 5%-os érték is, bár az eddig megfigyelt legcsekélyebb érték 12%-os volt. Természetesen szükséges a tápnövények megfelelő abundanciája, és az is, hogy virágot hozzanak. Ugyanakkor a tápnövények nem koncentrálnak csak néhány foltra, mert akkor az összes lárvát csak néhány hangyaboly gyűjtené be, ami a hernyók közötti kompetíció miatt túl alacsony túlélési rátát eredményezne. Ehelyett az az előnyös, ha a tápnövények nagy területen, elszórtan találhatóak meg. Az imágók nektárforrásainak szerepe elhanyagolható, mert a lepkék sokféle tápnövényt elfogadnak.⁴¹

A természetvédelem feladata az, hogy a még létező populációk élőhelyén fenntartsa a hagyományos gazdálkodást (pl. legeltetés), vagy az eltartóképességet növelő, új területkezelési módszereket dolgozzon ki. Ezek fajról fajra, élőhelyről élőhelyre változnak, ezért általános szabályokat nem lehet megadni. A védelem szempontjából kedvező, hogy nemcsak a populációk kipusztulása gyors, hanem a felvirágzásuk is. Ezért az idejében elkezdett védelmi munka és kutatás általában sikereket hoz.⁴² A kipusztult populációk helyébe újak telepítése sokkal költségesebb, és a visszatelepítés soha nem tudja az eredeti állapotot helyreállítani.⁴³

Az *M. a. xerophila* a legtöbb helyen féltermészetes vagy természetközeli élőhelyeken található, melyek fennmaradásához emberi beavatkozás szükséges. Csak néhány olyan élőhely ismert, ahol a talaj tápanyagszegénysége és sekélysége, valamint a vadállomány rágása nem engedi a növényzet záródását. Ezek a populációk hosszú távon az emberi tevékenységtől függetlenül is fennmaradhatnak, mert a szukcesszió nem folytatódik. A védelem szem-

39 Elmes, G. W. – Thomas, J. A.: i. m. (1992).

40 Rakonczay Z. (szerk.): *Vörös könyv*. Budapest, 1989, Akadémiai Kiadó.

41 Elmes, G. W. – Thomas, J. A.: i. m. (1992).

42 Thomas, J. A.: Rare species conservation: case studies of European butterflies. In Spellerberg, I. F. – Goldsmith, F. B. – Morris, M. G. (eds.): *The Scientific Management of Temperate Communities for Conservation*. Oxford, 1991, Blackwell Sci. Publ., 149–197.

43 Elmes, G. W. – Thomas, J. A.: i. m. (1992).

pontjából kedvező, hogy megfelelő feltételek esetén rövid távon egészen kis terület (0,5 ha) is el tud tartani egy életképes populációt. Ahol emberi beavatkozásra szükség van, ott – külföldi kutatások szerint – a birkákkal végzett legeltetés a legcélszerűbb, mert ezek az állatok nem bántják a *G. cruciatat*, nem úgy, mint a szarvasmarhák. A legeltetést a tavaszi időszakban kell elvégezni, egészen május közepéig. Ezzel elérhető, hogy a tápnövények jobban kiemelkedjenek a környező növényzetből, ugyanakkor a legelő állatok nem veszélyeztetik a hernyókat. Egy év során csak két-három alkalommal van legeltetésre szükség, mert a túlzott legeltetés tápanyag-feldúsulást okozhat, ami a tárnicsok számára kedvezőtlen kompetíciós viszonyokat eredményez. Kedvező a kisebb mértékű zavarást okozó tevékenységek fenntartása is (pl. taposás), mert az ennek során nyíltabbá váló növényzet elősegíti a *G. cruciata* és az *M. schencki* elterjedését.⁴⁴

Anyag és módszer

A *Maculinea* fajok természetvédelmi célú kutatása Európa több országában is megkezdődött. Hazánkban azonban csak 1992-ben indult meg a kutatómunka (a Peregovits László, Kun András és Dobos Zsolt alkotta kis csoporttal), melynek célkitűzése egy *M. a. xerophila* populáció komplex ökológiai vizsgálata volt.

A vizsgálati terület jellemzése

A vizsgált populáció élőhelye a Budai-hegység északi peremén található Nagy-Szénás, mely a Budai Természetvédelmi Körzet fokozottan védett területéhez tartozik.

A terület földrajzi viszonyai. A Nagykovácsi feletti Nagy-Szénás kiemelkedő röge alapvetően triász korú, diploporás dolomitből áll. Csupán a hegy déli lábánál figyelhetőek meg fiatalabb üledékek – hárshegyi homokkő, eocén breccsa és konglomerátum – a felszínen.⁴⁵ A hegycsúcs (550,5 m) körüli, nyílt növényzetű zónában él a vizsgált populáció. Ezt a mintegy 3,5–4 ha-os területet 7 részre osztottuk fel a vizsgálat során (lásd 1. térkép a függelékben). A domborzat igen tagolt, melyet a szintvonalak sűrűsége jól mutat. A maximális szintkülönbség eléri a 60 métert, a lejtőszög nagy területen meghaladja a 20°-ot.

A legnagyobb populációsűrűség a csúcstól észak-északnyugati irányba lefutó völgyekben figyelhető meg (1., 2. és 3. terület). Ez a populáció magterü-

⁴⁴ Wynhoff, I.: i. m.

⁴⁵ Pécsi M. (szerk.): *Budapest természeti földrajza*. Budapest, 1959, Akadémiai Kiadó; Rakonczay Z. (szerk.): *Sas-hegytől a Kálvária-dombig – Észak-Dunántúl természeti értékei*. Budapest, 1992, Mezőgazda Kiadó.

letének tekinthető, ezért a megfigyelések nagy része is erre az 1 ha-ra korlátozódott.

A terület növényzete. A Nagy-Szénás dolomítkúpjainak fátlan növényzete – mai kiterjedésében – emberi beavatkozás eredménye. A terület közbirtokossági legelő volt a II. világháború előtt, ezért a legeltetés érdekében visszaszorították a fás növényzetet. Az erdőtakaró helyét így a fátlan növénytársulások vették át.⁴⁶

A vizsgálati területen három társulást lehet megkülönböztetni (lásd 2. térkép):

- nyílt dolomitsziklagyp (*Seseli leucospermo-Festucetum pallentis*) található a legmagasabb részeken, a csúcs körül és a nyergeken,
- zárt dolomitsziklagyp (*Festuco pallenti-Brometum erecti pannonicum*) található az 1. és 2. területet elválasztó háton és a völgyfők magasabb részein,
- sziklafüves lejtősztyepp (*Chrysopogono-Caricetum humilis*) – melyet Horánszky A.⁴⁷ másodlagos sztyepprétnek nevez – borítja a völgytalpakat.

A vizsgálati területet északról, keletről és délről egyaránt telepített feketefenyves határolja, csak nyugati irányban folytatódik a fátlan növényzet.

A tápnövény (Gentiana cruciata L.) jellemzése

Az *M. a. xerophila* populáció egyetlen tápnövénye a *G. cruciata* (Szent-lászló-tárnics v. kigyótárnics). Eurázsiai flóraelem, Észak-Spanyolországtól és Hollandiától kezdve elterjedt az egész kontinensen. Areája egészen Nyugat-Szibériáig tart.⁴⁸ Hazánkban sokfelé – elsősorban a középhegységekben – megtalálható, védett növény. Cönoszisztematikai besorolása: *Arrhenatheretea* (kaszálórétek).⁴⁹ Jellemző, hogy egy töből több (1–7 db) hajtás is eredhet. A virágok a felső levelek hónaljában ülnek.

Az alkalmazott vizsgálati módszerek

A jelölés-visszafogásos (*Mark-Release-Recapture*) módszert kiterjedten alkalmazzák ökológiai vizsgálatokban. Ennek során egy mintavételi időszak alatt a populáció minél több tagját próbáljuk megfogni és megjelölni, majd elengedjük az egyedeket. Megfelelő idő elteltével újabb mintavételezést végzünk, melynek során jelölt és jelöletlen egyedeket egyaránt találhatunk. Ezek arányából tudunk következtetni a populáció nagyságára, pontosabban arra, hogy a mintavétel idején hány egyedből áll a populáció. Tehát

46 Járó Z.: Ökológiai vizsgálatok a Kis- és Nagy-Szénáson. *Természetvédelmi Közlemények*, 1996. 3–4. 21–53.

47 Horánszky A.: *A Kis- és Nagy-Szénás vegetációtérképe*. Kézirat. 1991.

48 Meusel, H. – Jager, E. – Rauschert, S. – Weinert, E. (eds.): *Vergleichende Chorologie der Zentraleuropaischen Flora, Karten II*. Jena, 1978, VEB Gustav Fisher V.

49 Simon T.: *A magyarországi edényes flóra határozója*. Budapest, 1992, Tankönyvkiadó.

a Mark-Release-Recapture módszer abszolút populációbecslést tesz lehetővé.⁵⁰

A Mark-Release-Recapture vizsgálatok feltételei:⁵¹

- a mintavétel diszkrét időintervallumban történik és a vizsgálat teljes idejének csak rövid részét teszi ki;
- a jelölés a vizsgálat ideje alatt mindvégig felismerhető;
- a jelölés nem befolyásolja az egyedek viselkedését;
- a jelölt és jelöletlen egyedek visszafogási valószínűsége azonos;
- a jelöltek teljesen el tudjanak keveredni a populációban a mintavételi időpontok között (erre utal a fentebbi „megfelelő idő elteltével” kitétel);
- a mintavételezés random, tehát a minta arányaiban jól tükrözi a populáció valós állapotát.

A Mark-Release-Recapture vizsgálatoknak alapvetően két típusa van. Az egyszeri jelölésen alapuló módszer esetében csupán két mintavételezést végzünk. Az így kapott adatok könnyen feldolgozhatóak, de csak akkor adnak a valóságoshoz közelítő populációméretet, ha teljesül egy újabb feltétel is. Eszerint a mintavételezés alatt a populáció zárt marad, tehát nincs születés és bevándorlás, sem elhalálozás és elvándorlás. Sajnos ennek a feltételnek a vizsgált lepkepopuláció nem tesz eleget, így az egyszeri jelölés-visszafogáson alapuló modellek nem használhatóak vizsgálatunkban.

A többszörös jelölés-visszafogás esetében legalább három mintavételezés történik. Ilyenkor valamennyi mintavétel során – kivéve az utolsót – megjelöljük az egyedeket. Ez a módszer nyilvánvalóan sokkal több és pontosabb információt nyújt a populációról. A populációt érő nyereségek és veszteségek az adatok feldolgozása során körülbelül megbecsülhetőek, tehát nyílt populációkra is alkalmazhatóak ezek a modellek. De itt is van egy plusz feltétel, mely szerint a visszafogás valószínűsége független a korábbi fogások számától.

Vizsgálatunkban a többszörös jelölés-visszafogás módszert alkalmaztunk. Összesen 13 mintavételre került sor 1996. június 14. és július 5. között (lásd 1. táblázat a függelékben). Egy mintavételi egységnek az egy nap folyamán elfogott egyedek összességét tekintettük, így a jelölt egyedek „elkeveredésére” minimum fél nap állt rendelkezésre. A vizsgálat időtartama jól lefedte az egész repülési időszakot. Az 1. táblázat utolsó oszlopában az egy egyed megfogásához szükséges átlagos időt láthatjuk percben megadva, melyet úgy számítottunk ki, hogy a fogásra fordított időt elosztottuk a teljes fogásszámmal (n_i). Míg a vizsgálat első és utolsó szakaszában ez az érték az 5 percet meghaladja, addig a legnagyobb populációsűrűség időszakában – június 19. és 26. között – csak 3 perc körüli.

50 Southwood, T. R. E.: *Ökológiai módszerek – különös tekintettel a rovarpopulációk tanulmányozására*. Budapest, 1984, Mezőgazdasági Kiadó.

51 Gall, L. F.: Measuring the Size of Lepidopteran Populations. *J. Res. Lep.*, 1985. 24. 2. 97–116.

Az első és utolsó időpont között minden olyan napon történt mintavétel, amikor az időjárás kedvező volt a lepkék számára. Június 21. és 25. között – a csapadékos, szeles idő következtében – nem tudtuk folytatni a vizsgálatot, és az addig jelölt egyedek nagyrészt elpusztultak. Ez nagymértékben befolyásolta a populációméret modellezésének eredményeit.

A lepkéket hálóval egyeltük. A befogott egyedek vizsgálata és jelölése az elfogás helyén történt. Először az egyed nemét állapítottuk meg. Ezután következett a jelölés és a szárnyak állapotának megvizsgálása. Utóbbi egy általunk önkényesen megállapított skálán osztályoztuk, melynek négy értéke a következő:

1. a szárnyak frissek, kopás nem látszik a szegélyeken sem,
2. a szárnyak kopottak, de épek,
3. a szárnyak szegélye sérült, a pikkelyzet kopott,
4. a szárnyak erősen sérültek és kopottak.

Ezen adatokat a fogásnaplóba jegyeztük be, feltüntetve a fogás helyét is az 1. térképen látható kódok szerint. Az állatokat a vizsgálat után azonnal elengedtük. Visszafogás esetén az egyedi jelölés miatt nem volt szükség újabb jelölésre, ezért csak az állat azonosítószámát és a fogás helyét jegyeztük fel.

A lepkéket egyedi jelöléssel láttuk el. A hátsó szárny fonákjára írtunk sorszámokat alkoholos filctollal. A sorszámok a mintavételek során folyamatosan nőttek, tehát egy szám csak egy egyedhez tartozhatott. Korábbi vizsgálatok alapján tudtuk, hogy a jelölés ezen módja megbízható, mert a jel megmarad a szárnyon a lepke egész élete során. Ezt a jelenlegi vizsgálat is megerősítette, mert mindig felismerhető volt a visszafogott állatok sorszáma. Csak néhány esetben volt szükség halványodás miatt a jel újraírására.

A jelölés viselkedésre gyakorolt hatását, illetve a jelölt és jelöletlen egyedek azonos fogási valószínűségét nem vizsgáltuk, ezért ezen kritériumok teljesülését nem ismerjük.

A tápnövények vizsgálata

A vizsgálatához a 2. és 3. területen kvadrátokat jelöltünk ki. A völgytalp egy pontjából – az F1 pontból – teodolit segítségével két, egymásra merőleges egyenest jelöltünk ki. Ezek mentén 20 méterenként egy-egy jelzőkarót tűztünk le, majd az így kijelölt pontokon a teodollal újabb merőlegeseket vetítettünk fel. Ezek mentén is elvégeztük a húszméteres szakaszok kijelölését, így kaptunk egy 20 × 20 méteres rácshálózatot. A kvadrátok kijelölésében sok gondot okozott a néhol sűrű növényzet, de még nagyobb problémát jelentett a domborzat egyenetlensége. Utóbbi hatásaként a kvadrátok szükségszerűen egyre jobban eltorzultak a kiindulási ponttól távolodva.

A 20 × 20-as rácshálót a lepkék mozgásmintázat-vizsgálatában is felhasználtuk, a tápnövények felméréséhez azonban még ennél is finomabb felosztást választottunk. A kvadrátokat 5 × 5 méteres területekre osztottuk fel, így

egy kvadráton belül 16 alkvadrátot kaptunk. Ezek határait mérőszalagok segítségével ideiglenesen jelöltük csak ki. Az egyes alkvadrátokban külön-külön megszámoltuk, a *G. cruciata* töveket, a hajtásokat, és azt, hogy hány hajtáson található pete – függetlenül annak mennyiségétől. Azt is feljegyeztük, hogy az alkvadrát hány %-át árnyékolják be cserjék vagy fák.

A peték eloszlásának vizsgálata

Két különböző vizsgálatban is foglalkoztunk a peték eloszlásával (1993, ill. 1996). A tápnövények térképezése során arról gyűjtöttünk adatokat, hogy hol és milyen arányban vannak peték a tárnicsokon. A nóduszokat a hajtás-csúcs irányából kezdtük el számolni, tehát az 1. nódusz a hajtás legvégén található. A következő adatokat jegyeztük fel hajtásonként:

- a tő hajtásainak száma,
- a tő hajtásai közül hányon van pete,
- a hajtást körülvevő növényzet magassága,
- a hajtás magassága,
- a hajtáson van-e virág,
- a virágos nóduszok száma,
- a leveles nóduszok száma,
- a hajtáson van-e hangya,
- a hajtáson található peték száma a következő felbontásban: internódiumonként hány pete található a virágokon, a szártagon, a levelek színén és fonákán.

Tehát az első vizsgálat a peték – végső soron a lepkepopuláció – térbeli eloszlásának leírására irányult, a második a peterakó nőtények preferenciáinak megállapítására volt alkalmas.

Vizsgálati eredmények

A populációméret becslése

A populáció méretét a Mark-Release-Recapture vizsgálat adatainak felhasználásával (lásd 1. táblázat) becsültük meg. Ezen becslések alapja az a feltételezés, hogy az *i*-edik mintavétel során befogott egyedek között található jelölt és jelöletlen állatok aránya megegyezik a populációban található összes jelölt/összes egyed aránnyal. Az adatokat három közismert modell szerint dolgoztuk fel.

1. *Fisher-Ford modell.* E modell hátránya, hogy konstans túlélési valószínűséget (Φ) tételez fel az összes egyedre a vizsgálat teljes idejére, ami nyilvánvalóan nem teljesül a természetben. (Φ értéke valamennyi modellben azt jelenti, hogy mekkora az egyedek átlagos túlélési rátája az *i* mintavétel és az *i* + 1 mintavétel között.) Valójában Φ nem a túlélési valószínűségnek felel meg, hanem a tartózkodási valószínűségnek, mivel nyílt populációról van

szó, és az elvándorlás a vizsgálat szempontjából ugyanazt jelenti, mintha az egyed elpusztult volna.⁵² Előnye viszont, hogy az adatok csoportosítása miatt a minták véletlenszerű eltérései kiegyenlítődnek.⁵³

A modell szerint a populáció mérete az i -edik mintavétel idején:

$$N_i = \frac{n_i \hat{M}_i}{m_i},$$

ahol n_i az i -edik minta teljes fogásszáma, M_i az i -edik mintavétel idején a jelenlevő jelölt egyedek száma, m_i az i -edik minta visszafogásainak száma. A képletből n_i és m_i ismert, de M_i -t becsülni kell, melyhez szükséges Φ értékének meghatározása. A becslés során a visszafogott egyedek által túlélő napok számából következtetünk Φ -re.

A modellel három különböző becslést is végeztünk. Először kiszámoltuk N_i -t a teljes mintavételi időszakra (A). (A június 15-i mintavételre – visszafogás hiányában – nem lehet becslést adni.) A kapott értékek szerint a populáció mérete jelentősen nőtt, illetve csökkent az egyes mintavételek között ($\Phi = 0,564$). A legkiugróbb a június 26-i 1700 egyedről szóló becslés, mely mutatja a modell visszafogásokkal szembeni érzékenységét. Azért kaptunk ilyen túlbecsült értéket, mert m_i nagyon kicsi volt n_i -hez képest. Ugyanis ezen a napon mindössze 2 visszafogás történt, mivel előtte öt napon keresztül nem tudtunk jelölni az időjárás miatt.

Mivel a június 26. előtti és utáni mintavételek között alig van kapcsolat – mindössze nyolc visszafogás történt a második periódusban az időszak első felében jelölt egyedek csoportjából –, ezért a vizsgálat teljes időszakát felosztottuk két önálló szakaszra, és ezekre külön-külön is kiszámoltuk N_i -t. Az első időszakra kapott értékek (B) minden esetben magasabbnak adódtak, mint amikor a teljes időszakra végeztük a becslést ($\Phi = 0,652$). A második időszakra (C) viszont mindig kisebb értékeket kaptunk, mint A esetében ($\Phi = 0,524$). A két túlélési ráta jelentős különbsége azzal is magyarázható, hogy az időszak elején minden nap volt mintavétel, míg a második felében több nap kimaradt.

2. *Jolly-Seber modell.* A determinisztikus – konstans Φ -vel jellemzett – Fisher-Ford modellel szemben ez egy sztochasztikus modell, mert Φ értéke csak két mintavétel közötti időszakra állandó. A számítást a Jolly 2.5 számítógépes program végezte el, melyet M. Wiemers írt 1990-ben. N_i becslésére az előző modellben már megismert képlet szolgál, a különbség M_i kiszámításában van.

$$M_i = \frac{z_i Z_i}{R_i} + m_i$$

⁵² Gall, L. F.: i. m.

⁵³ Demeter A. – Kovács Gy.: *Állatpopulációk nagyságának és sűrűségének becslése*. Budapest, 1991, Akadémiai Kiadó.

ahol Z_i azon egyedek száma, melyeket az i -edik mintavétel előtt már megjelöltünk, az i -edik mintában nem fogtuk vissza, de később igen, R_i az i -edik mintavétel során megjelölt állatok visszafogásainak száma összesen.

A program a populáció méretét azon három legnagyobb N_i érték átlagaként adja meg, melyeknél teljesül a konfidenciaszint. (A konfidencia kritériumai: $n_i > 10\% N_i > 10$; $\Phi_i > 0,5$; $R_i > 5$.)

A Jolly-Seber modell akkor ad megbízható eredményt, ha a visszafogások aránya magas ($> 30\%$). Kis mintanagyságnál numerikus instabilitás lép fel, ami valótlán Φ_i értékeket – és ezáltal hibás N_i -t – eredményez.⁵⁴ Ez volt megfigyelhető a mi adatsorunknál is. A 24%-os visszafogási arány kevésnek bizonyult megbízható becslések kiszámításához, mert Φ_i sokszor 1-nél nagyobb értéket vett fel. A 2. táblázat utolsó oszlopában láthatóak az N_i értékei. Mindössze három mintavétel során teljesültek a konfidencia kritériumai (*-gal jelölve), így azok átlaga alapján a populáció átlagos mérete a teljes időszakra 216 egyed. A kapott N_i értékek nagyjából egy haranggörbe mentén helyezkednek el, melyről leolvasható, hogy az időszak közepén volt a populáció mérete a legnagyobb (lásd 1. ábra).

3. *Manly-Parr modell.* Ennek számítási menete egyszerűbb, mint a Jolly-Seber-moddellé, de az adatok csoportosítása miatt a legérzékenyebb a mintavételi intenzitásra. N_i becslése ugyanis pontosan a mintavételi intenzitáson alapszik ebben a modellben. A visszafogások alacsony száma miatt mindössze hét mintavételi napra tudtuk megbecsülni a populációméretet, és a kapott értékek mindig elmaradtak a másik két modelltől.

Az eredmények összevetése

A Fisher-Ford és Jolly-Seber modellek által kapott eredményeket összehasonlítva láthatjuk, hogy a mintavétel középső időszakára nézve igen nagy eltérések vannak a becslések között. Az első és utolsó négy mintavétel esetében jóval kisebb a szórás (lásd 2. táblázat). A valóságoshoz legjobban közelítőnek a B és C oszlop értékeit tekintjük kivéve a június 27-i 137 egyedes becslést, mely bizonyosan jóval alatta marad a valós értéknek (lásd 1. ábra).

Mozgásmintázat-analízis

A jelölés-visszafogásos vizsgálatok adatai nemcsak a populáció méretének becslésére használhatóak fel, hanem – mivel egyedi jelölést alkalmaztunk – az egyedek mozgásmintázatának megállapítására is. Egy-egy állat jelölésének

⁵⁴ Brakefield, P. M.: Ecological studies on the butterfly *Maniola jurtina* in Britain. II. Population dynamics: the present position. *J. Anim. Ecol.*, 1982. 51. 727–738.; Demeter A. – Kovács Gy.: i. m.

és visszafogásainak helyét összevetve következtethetünk arra, hogy az egyedek átlagosan mekkora területen mozognak és mekkora a populáció diszperziós képessége.

Az összesen 86 jelölt egyedre összesen 103 visszafogás jutott, tehát a legtöbb esetben csak egyszeri visszafogás történt, és háromnál több alkalommal egyetlen jelölt állat sem került elő. A kevés adat miatt a statisztikai vizsgálatot nem láttuk megalapozottnak, ezért csak táblázatok formájában közöljük az adatokat. A 3. táblázat azt mutatja be, hogy az előző fogás helyszínéhez képest (Honnán) hol fogtuk meg újra az egyedeket (Hová). A 103 visszafogásból 59 esetben a lepke a területen belül maradt, ami az irodalomnak megfelelő csekély mobilitást igazolja. De voltak olyan példányok is, melyek előke-rülési helyei 100 m-re, vagy még ennél is távolabb estek egymástól (pl. 1.-ről a 3.-ra v. 5.-ről a 3.-ra).

A terepmunka során azokat a visszafogásokat is feljegyeztük, amikor a jelölt állatot még aznap újra megtaláltuk. Ezen adatokat (4. táblázat) nem rendeltük hozzá a területéhez, tehát a populációméret becslésénél nem vettük figyelembe. A mozgásmintázat szempontjából azonban érdemes megvizsgálni, mit tapasztaltunk. A 35 aznapi visszafogásból 20 (57%) ugyanazon a területen történt, ami még erősebb immobilitásra utal, mint a 4. táblázat adatsora. De ez nem is meglepő, hiszen itt a lepkéknek sokkal rövidebb idő állt rendelkezésükre a populációban való elkeveredéshez. Annál érdekesebb az a néhány kivételes eset, amikor a lepke már aznap az élőhely egészen másik részén bukkant fel. A legkirívóbb példa azé az egyedé, mely egyetlen délután először a 3., majd a 4., végül a 2. területen is hálóba került.

A mozgásmintázat vizsgálatához fontos lenne a jövőben annak megállapítása, hogy az állatok megfogása és jelölése mennyiben változtatja meg a viselkedést („kezelési effektus”).

A lepkékre vonatkozó egyéb megfigyelések

1. *Ivararány.* A jelölt állatok között kb. 2:1 arányban voltak hímek és nőtények (lásd 1. táblázat). Ez a tapasztalat teljesen ellentmond az irodalomban szereplő adatoknak.⁵⁵ Hogy milyen a valódi ivararány ebben a populációban, azt még nem tudjuk, mert a populáció méretéhez képest túl kevés egyedet vizsgáltunk meg. Valószínűleg a hímek és nőtények eltérő viselkedése miatt a két nem fogási valószínűsége nem azonos. A hímek a nőtények után kutatva talán többet és magasabban repülnek, míg amazok inkább a felszín közelében tartózkodnak és úgy keresik a peterakásra alkalmas tápnövényeket. Ezért előbbiek gyakrabban kerülnek hálóba, mint az utóbbiak. Mindez azonban csak feltételezés, melynek igazolására további vizsgálatokra van szükség.

55 Elmes, G. W. – Thomas, J. A. – Wardlaw, J. C.: i. m. (1991. 223.); Wynhoff, I.: i. m.

Fontos, hogy a jövőben a jelölés-visszafogasos módszer mellett helyet kapjon a vizsgálatban az egyedek egyéni követése és megfigyelése, mert az eltérő viselkedés kérdését csak így lehet biztosan megválaszolni.

Az ivararány nem állandó a populációban, hanem a repülési időszak során változik (lásd 2. ábra). Megfigyelhető, hogy a nőtények később kelnek, mint a hímek, ezért arányuk az időszak vége felé egyre nő.

2. *Az imágók tápnövényei.* Feljegyeztük a repülési időszak során az élőhelyen nyíló összes rovarmegporzású növényfajt. Összesen 52 ilyen fajt találtunk, és valamennyit potenciális nektárforrásnak tekintettük. Azt is feljegyeztük, hogy mely növényeken volt megfigyelhető az imágók táplálkozása. Ez már csak 9 fajt érintett, de valószínűleg ennél sokkal szélesebb a nektárforrások köre. Erre utalnak a virágglók karolópókok által zsákmányolt egyedek, melyeket *Echium vulgaren* és *Jurinea mollison* találtunk. Feltehetően azért szálltak a lepkék ezekre a virágokra, hogy táplálkozzanak, de konkrét megfigyeléssel nem rendelkezünk.

A tápnövények közül kiemelendő a *Ligustrum vulgare* (közönséges fagyal), melynek virágzó bokrait – más nappali lepkékkel együtt – tömegesen keresték fel a szürkés boglárkák. Mivel a területen mindössze 3-4 nagyobb *L. vulgare* cserje nő – és ezek is közelebb esnek az élőhely szegélyéhez, mint központi részéhez –, felvetődik a kérdés, milyen mértékben hat a mozgásmintázatra a tápnövények eloszlása?

3. *A tápnövények eloszlása.* Az adatok feldolgozása csak most kezdődött el, és sok kiegészítő vizsgálatra is szükség van még, ezért az eredményeket csak vázlatosan mutatjuk be. Eddig összesen 24 darab 20×20 -as kvadrátban mértük fel a tápnövény populációját (lásd 3. térkép). Ezen a kb. 9600 m^2 -en 2311 tövet számláltunk meg. A hajtások száma 4358 volt, ami átlagosan 1,89 hajtást jelent tövenként. A petés hajtások száma 2770 db (63,6%) volt. A legnagyobb populációsűrűségű területeken egy-egy alkvadrátban (25 m^2) 50–80 db tő fordult elő. A térképen jelölt kvadrátokon kívül a 4. területen (lásd 1. térkép) is felmértük a teljes tárnicspopulációt. A növények itt szinte kizárólag a környező erdőszegélyen, az árnyékban nőttek. A megtalált 67 tő 118 hajtással (1,76 h/t) hasonló arányt mutat, mint amit a kvadrátokban tapasztaltunk. A petés hajtások aránya 55,1% volt, tehát elég magas ahhoz képest, hogy ez már a lepkék élőhelyének a szegélye.

Megfigyeléseink szerint a *G. cruciata* leginkább a zárt dolomitsziklagyep és a sziklafüves lejtősztyepp-társulások határán, továbbá a zavarásnak kitett helyeken (pl. ösvények mentén) fordul elő nagyszámban. Az eddig megszámlált egyedek a teljes tápnövény-populáció kb. felét teszik ki.

4. *A peték eloszlása.* Az 1993-as vizsgálatokban a 78 megvizsgált tárnics-tő 196 hajtással rendelkezett (átlagosan 2,51 h/t), ami az előző pontban ismertetett adatok alapján arra utal, hogy a mintavételezés nem volt véletlenszerű. Valószínűleg a növények kiválasztásánál a vizsgálatot végzők előny-

ben részesítették a nagyobb, jól látható, feltűnő töveket, így azok aránya a mintában megnőtt a valóságoshoz képest. A 196 hajtás 71%-án (139 db) volt pete, ami szignifikánsan magasabb érték, mint a nagyobb mintavétel során tapasztalt 63%. Ez az eltérés a mintavételi hiba egyenes következménye, mert – ahogy erről a vizsgálat eredményei tanúskodnak – a környező vegetációból kiemelkedő, nagyobb termetű növényekre általában több petét raknak a lepkék.

A megszámlolt peték száma összesen 1855 volt, ez 13,35 petét jelent hajtásonként. Az egyetlen hajtáson található legtöbb pete 58 db volt. A 3. ábra bemutatja, hogy a peték mekkora számban voltak jelen nóduszonként. Bár voltak olyan hajtások, melyeken kilenc virágos és 16 leveles szárcsomót is meg lehetett különböztetni, petéket csak a legfelső hét csomóhoz tartozó növényi szerveken lehetett találni. A leggyakrabban az 1., a 2. és a 3. nóduszhoz tartozó szervekre petéztek a nőtények, de még a 4. nódusz is igen attraktívnak bizonyult. Az ennél alacsonyabban elhelyezkedő részekre már jóval kevesebb petét helyeztek.

A 4. ábrán az látható, hogy a peték pontosan melyik hajtásrészleten helyezkedtek el. A legtöbb petét a 3. szárcsomó leveleinek színén találtuk meg. Majdnem mindegyik nódusz esetében a legtöbb pete a levelek színére került. Ettől jelentős eltérést csak az első nódusz esetében láthatunk, ahol a virágok voltak a nőtények számára a legattraktívabbak. Ez azzal magyarázható, hogy a hajtás csúcsán álló levelek igen kicsik, miáltal a virágok eleve nagyobb felületet biztosítanak a peték elhelyezésére. A virágokon és a levelek színén elhelyezkedő peték aránya 2:3, ami a virágok jóval kisebb felületét tekintve arra utal, hogy ezek a hajtás „legvonzóbb” részei. Ezt az is alátámasztja, hogy a virágok a peterakás időszakának jelentős részében még meg sem jelennek a növényen, tehát sokkal kevesebb petét tudnak csak elhelyezni rajtuk a nőtények. Az első és második szárcsomón sok petét találtak a levelek fonákján is. A száron csak nagyon kevés pete volt megfigyelhető.

A vizsgálatok további részében adatpárokat hasonlítottunk össze, és összefüggéseket kerestünk lineáris regresszióanalízissel. Először a peték elhelyezkedése és az egy tőhöz tartozó hajtások közötti összefüggést vizsgáltuk. Az 5. ábrán látható, hogy a legtöbb pete nem a legtöbb hajtással rendelkező növényekre került, hanem elsősorban a 2–3 hajtástagú tövekre. Lineáris összefüggés nem volt megfigyelhető a két adatsor között. Ebből arra következtettünk, hogy egy-egy tő dús vagy kevésbé dús volta nem meghatározó a nőtények számára. Részben megmagyarázhatja ezt a tapasztalatot az, hogy a sok hajtással rendelkező növények esetében általában csak néhány (2–3) olyan hajtás van, mely viszonylag magasra nő és sok virágot hoz, a többi megbújik ezek alatt és sokkal kisebb termetű.

A továbbiakban az egyes hajtásokra vonatkozó adatokat önállóan kezeltük, tehát nem vettük figyelembe, hogy a hajtás hány tagú tőből ered.

A 6. ábrán a hajtások magassága és a rajtuk megtalált peték száma közötti összefüggés látható. Feltételezésünk az volt, hogy a magasabb hajtások attraktívabbak a lepkék számára, ezért szoros összefüggést vártunk a regressziós vizsgálatnál. Ezzel szemben a kapcsolat leginkább binomiális eloszlással írható le, mert a legtöbb pete a közepes méretű hajtásokon volt, míg az átlagosnál jóval kisebb, illetve nagyobb hajtástagokra sokkal kevesebb pete került. Ez a tapasztalat azzal magyarázható, hogy a tápnövény kiválasztásánál a nőtények nem elsősorban a hajtás magasságát veszik figyelembe, hanem a környező vegetációból legjobban kimagasló növényeket választják, ahogy az az irodalomban is szerepel.⁵⁶ Ezért a magas növényzetű területeken a viszonylag magasra nőtt tárnics kevésbé attraktív, mint egy alacsony vegetációval borított területen növő közepes méretű hajtás. Igazolásként a következő vizsgálatot végeztük el. A hajtások magasságának értékéből kivontuk a környező növényzet magasságának értékét (lásd 7. ábra, Hm-Nm), és az így kapott eredménnyel összevetettük a peték számát. A lineáris regresszióanalízis szoros összefüggést mutatott a két adatsor között, ami alátámasztja magyarázatunkat.

Vizsgáltuk a peték elhelyezkedése és a virágos nóduszok (lásd 8. ábra), illetve a leveles nóduszok (lásd 9. ábra) száma közötti kapcsolatot. Elsősorban a leveles nóduszok száma mutatott pozitív összefüggést a peték számával. Ez azzal magyarázható, hogy a repülési idő nagyobbik részében a tápnövényeken a virágok még nincsenek kifejlődve, tehát a nőtény csak azt tudja észlelni, hogy mennyire dús egy-egy hajtás levélzete. Ezenkívül a sok levél nagyobb peterakásra alkalmas felületet biztosít. A virágok későbbi kialakulásával magyarázható az, hogy olyan hajtásokra is helyeztek néha petét a lepkék, melyeken – ahogy az a 8. ábrán látható – virág nem fejlődött, így a kikelő lárvák valószínűleg elpusztultak.

Összefoglalás

Vizsgálataink eredményeit és a kutatás folytatására vonatkozó javaslatainkat a következő hat pontban foglaljuk össze.

1. A Nagy-Szénáson élő *M. a. xerophila* populáció stabilnak tűnik, a közvetlen kipusztulás veszélye valószínűleg nem fenyegeti. A populáció méretének pontosabb meghatározására eddigi ismereteink nem adnak lehetőséget, de értéke minden bizonnyal eléri a néhány ezer egyedet. A Mark-Release-Recapture módszer sok információval szolgált, használata a továbbiakban is szükséges lesz. A populációméret meghatározásának érdekében a mintavétel

⁵⁶ Wynhoff, I.: i. m.

intenzitását növelni kell. Ez elsősorban úgy érhető el, ha egyszerre több személy is végez jelölést.

2. A mozgásmintázattal kapcsolatos eddigi eredmények az alacsony mintaszám miatt kvantitatíve nem értékelhetők. A természetvédelem szempontjából különösen fontos lenne a faj, illetve populáció diszperziós képességének meghatározása, amiről külföldi kutatásokban is nagyon keveset írnak. A mozgásmintázat jobb megismeréséhez feltétlenül szükséges a kvadrátok további kijelölése úgy, hogy teljesen lefedjék a legnagyobb populációsűrűségű területet, mert a kvadrátok szerint azonosított fogásadatok sokkal finomabb léptékben mutatják meg a lepkék mozgásának jellemzőit. Ezenkívül az egyedek egyéni követésének módszere szolgáltathat megfelelő bizonyítékot arra nézve, milyen diszperziós képességgel jellemezhető a populáció. Ez a vizsgálat viszont rendkívül időigényes, és – a terepviszonyokat tekintve – nagyon nehezen elvégezhető. A kétféle módszerrel kapott adatok összevetéséből következtethetünk talán a legpontosabban a populáció ezen tulajdonságára.

3. A lárva tápnövényének elterjedése önmagában nem ad sok információt a lepkepopulációra nézve. A felmérésből nyert adatok akkor lesznek érdekesek, ha a területen élő *Myrmica* fajok bolygsűrűségét is megismerjük. A vizsgált populáció hangyagazdája mindmáig ismeretlen. Az *M. schencki* – a *Maculinea rebeli*hez való hasonlóság alapján – csak feltételezés. Az egyik legfontosabb feladat a hangyagazda faji hovatartozásának megállapítása, hiszen a populáció szabályozásában alapvető szerepe van e faj (vagy fajok) bolygainak elhelyezkedésének, sűrűségének. Ennek ismeretében meg lehet határozni az élőhely eltartóképességét.

4. A peték eloszlásának vizsgálata jól volt megtervezve, de a mintavételi hiba kiküszöbölésére nagyobb figyelmet kell fordítani. Fontos, hogy ugyanazon évben történjék hasonló vizsgálat, amikor a populáció méretének becslése is, mert a populáció nagysága évről évre nagy ingadozásokat mutathat.

5. Az *M. a. xerophila* a vizsgált területtől nyugati irányba húzódó, nyílt növényzetű társulásokban is előfordul, bár sokkal kisebb egyedszámban. A tápnövény is megtalálható itt, de ennek abundanciája is jóval kisebb. Érdekes lenne megvizsgálni jelölés-visszafogásos módszer segítségével, hogy ezek a lepkék egy populációt alkotnak, vagy a metapopulációs struktúra jellemző? Ez a diszperziós képességgel kapcsolatban is fontos adatokkal szolgálhat, hiszen a két élőhely között több száz méter a távolság.

6. E lepkepopulációval kapcsolatban külön természetvédelmi beavatkozás – jelen ismereteink szerint – nem indokolt. A védelem legfontosabb feladata a nyílt növénytársulások fenntartása, mert a beerdősülés folyamata a völgytalpakon már előrehaladt. Ez pedig nemcsak az *M. a. xerophila* populációját veszélyezteti, hanem az itt élő összes – a dolomitsziklagepekre jellemző – növény- és állatfajt.

Függelék

1. táblázat

A jelölés-visszafogás vizsgálat adatai

Dátum	n_i (h/n)	j_i (h/n)	m_i (h/n)	Kor	i/f
VI. 14.	3 (2/1)	3 (2/1)	0 (0/0)	NA	15,00
VI. 15.	12 (9/3)	12 (9/3)	0 (0/0)	NA	5,42
VI. 16.	34 (29/5)	33 (28/5)	1 (1/0)	NA	4,71
VI. 17.	65 (52/13)	55 (43/12)	10 (9/1)	1,70	3,08
VI. 18.	52 (39/13)	39 (28/11)	13 (11/2)	1,58	4,04
VI. 19.	59 (39/20)	46 (29/17)	13 (10/3)	1,60	2,54
VI. 20.	83 (61/22)	53 (36/17)	30 (25/5)	2,24	3,13
VI. 26.	41 (25/16)	39 (23/16)	2 (2/0)	2,00	2,93
VI. 27.	27 (17/10)	21 (12/9)	6 (5/1)	1,73	3,70
VI. 29.	41 (23/18)	37 (20/17)	4 (4/0)	1,86	12,20
VII. 2.	19 (11/8)	15 (9/6)	4 (2/2)	1,80	9,47
VII. 4.	57 (31/26)	48 (25/23)	9 (6/3)	2,44	11,05
VII. 5.	21 (12/9)	10 (4/6)	11 (8/3)	2,65	7,14
Összesen	514 (350/164)	411 (268/143)	103 (83/20)		

n_i : az összes fogás száma ($= j_i + m_i$), j_i : a jelöletlen egyedek száma, m_i : a visszafogások száma, h: hímek, n: nőstények, i/f: egy fogáshoz szükséges átlagos idő percben. Bővebb magyarázatot ld. a tanulmányban.

2. táblázat

A populációméret becslésére használt modellek eredményei

Dátum	Fisher-Ford			Jolly-Seber
	A	B	C	
VI. 16.	262,6	309,4		*323,0
VI. 17.	153,0	182,7		227,5
VI. 18.	199,7	242,8		*101,5
VI. 19.	260,9	333,5		*224,8
VI. 20.	181,8	239,0		478,9
VI. 26.	1719,3			671,4
VI. 27.	316,9		137,9	999,0
VI. 29.	563,2		325,4	461,3
VII. 2.	257,0		158,8	127,3
VII. 4.	261,2		223,7	137,2
VII. 5.	105,8		90,8	
t. ráta	0,564	0,652	0,524	

3. táblázat

A visszafogások száma területenként

Honnan	Hová					
	1.	2.	3.	4.	5.	6.
1.	37	6	4	2	2	1
2.	7	10	4	2	1	
3.		1	6	3		
4.	3	3	1	1		
5.		2	1	1	5	

Honnan: az előző fogás helye. Hová: a visszafogás helye.

4. táblázat

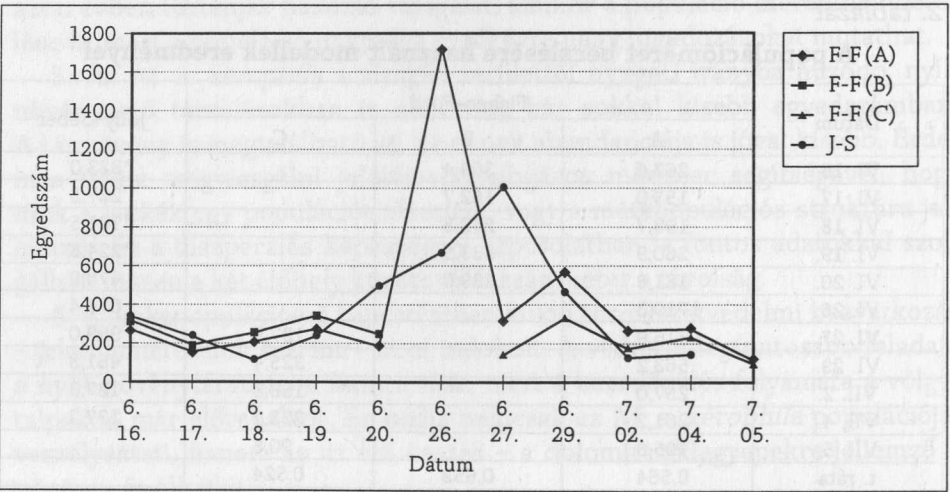
Azonos mintavételi időszakon belül történt visszafogások száma területenként

Honnan	Hová				
	1.	2.	3.	4.	5.
1.	12	16	1	2	
2.	3	4		1	
3.	1	3	3	1	
4.		2			
5.					1

Lásd 3. táblázatot is.

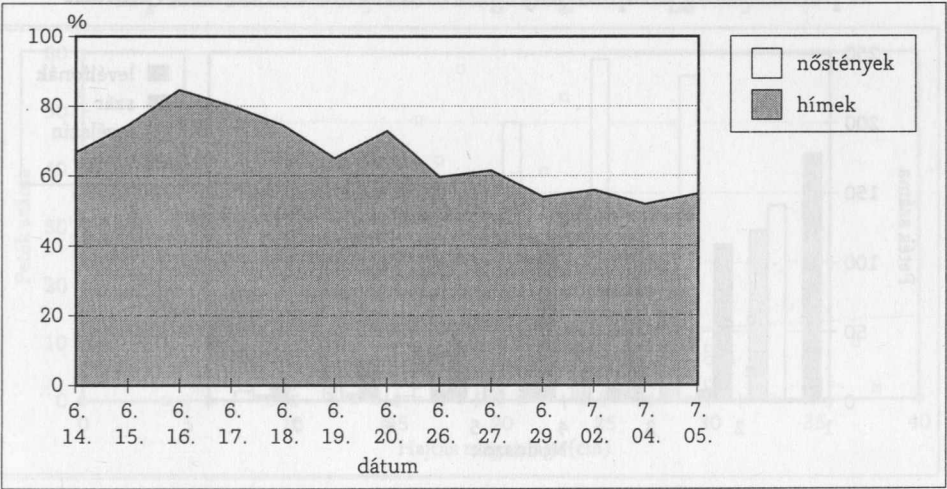
1. ábra

A populáció mérete a Fischer–Ford (F–F) és a Jolly–Seber (J–S) modell alapján (lásd a 2. táblázatot is)



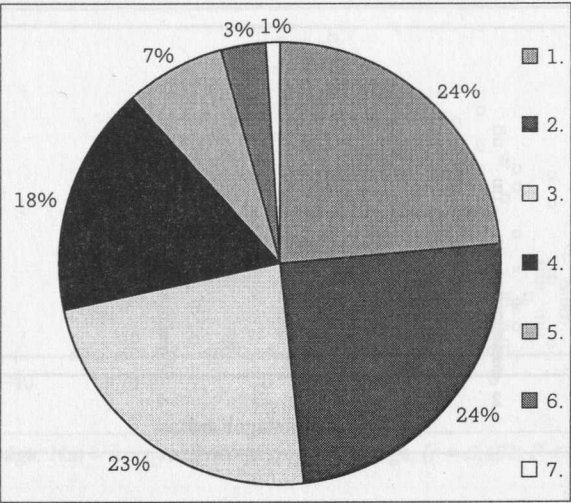
2. ábra

Hímek (h) és nőstények aránya a mintavételekben



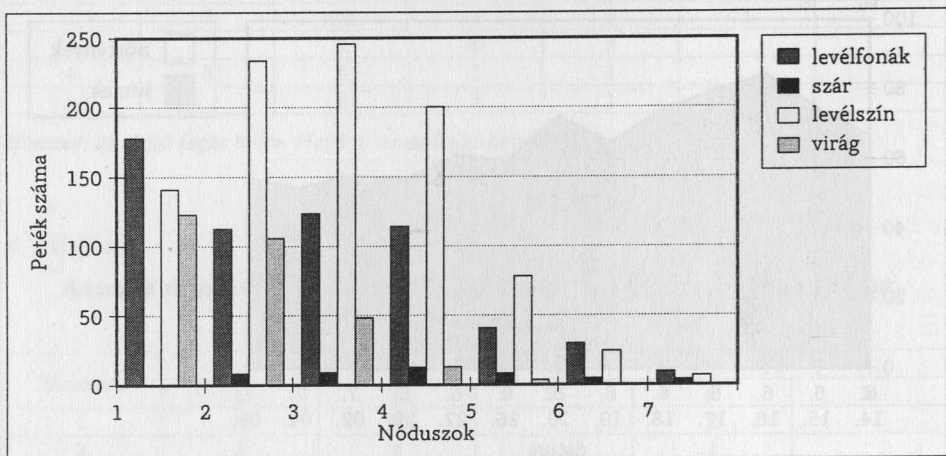
3. ábra

A peték elhelyezkedése nóduszonként



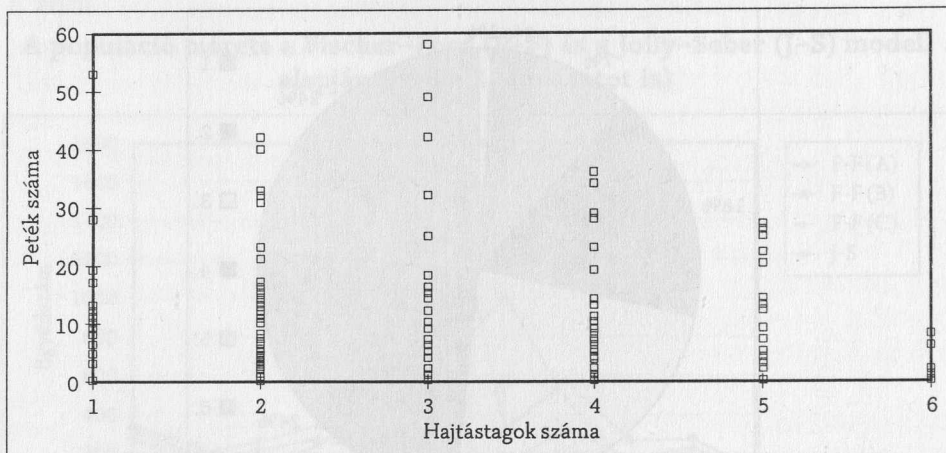
4. ábra

A peték száma a tápnövényeken nóduszonként és szervenként



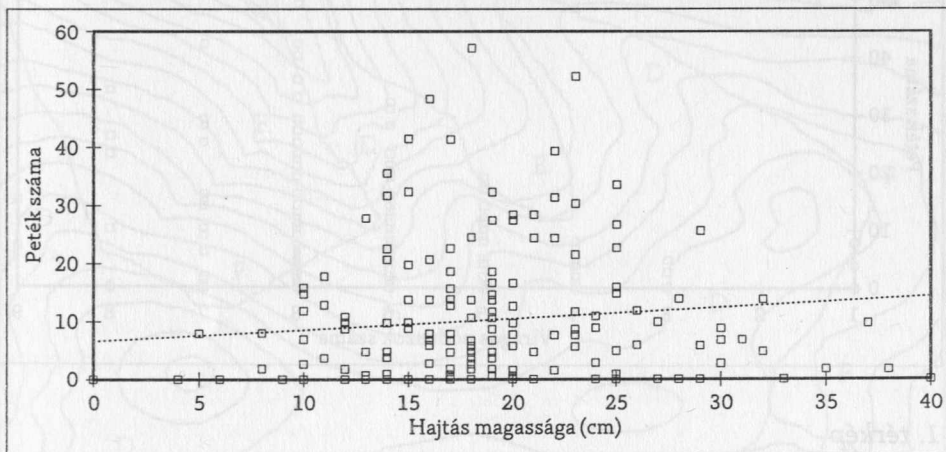
5. ábra

A peték száma a hajtástagok számának függvényében



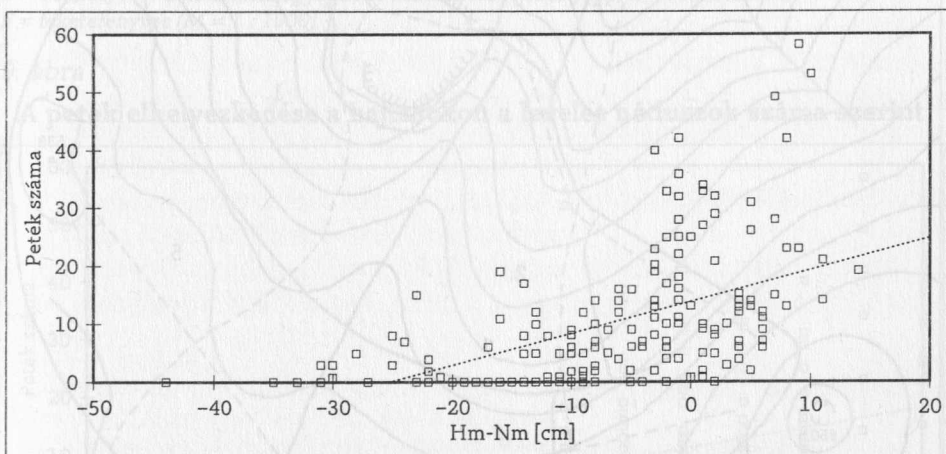
6. ábra

A peték száma a hajtások magasságának függvényében



7. ábra

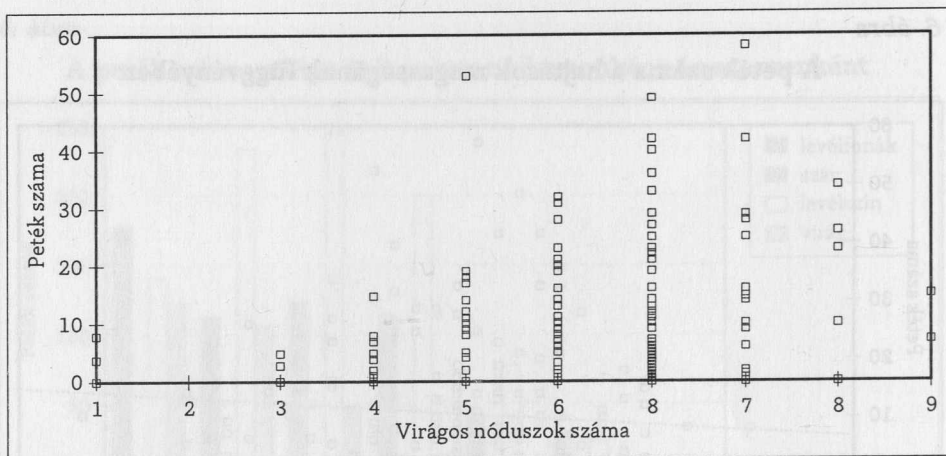
A peték eloszlása a hajtások környező növényzetből való kiemelkedésének függvényében



Hm = hajtás magassága; Nm = környező növényzet magassága; ($r = 0,491$, $P < 0,1\%$).

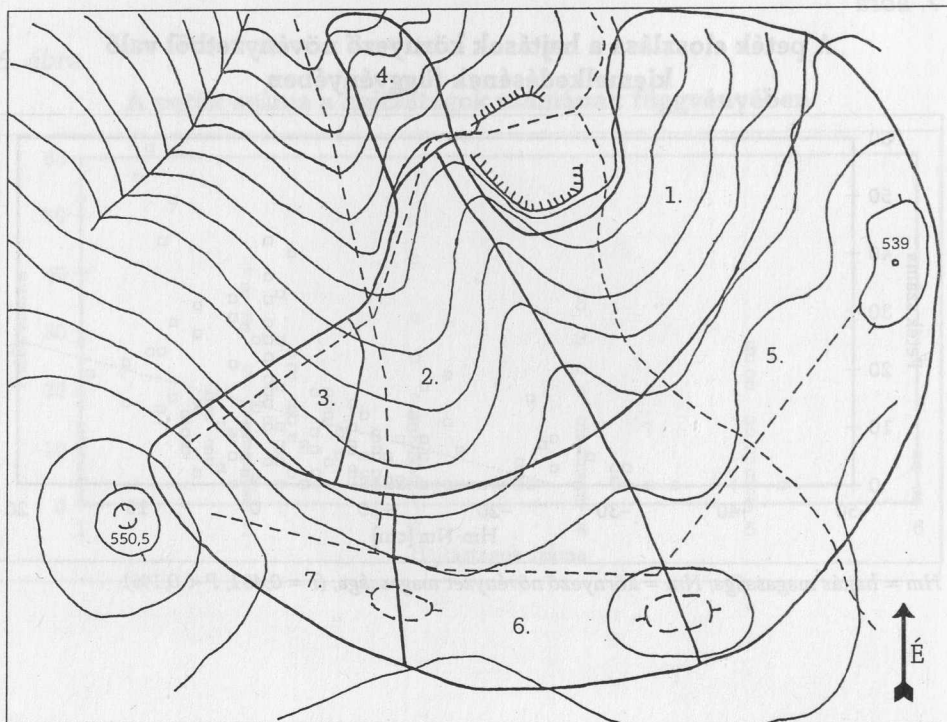
8. ábra

A peték elhelyezkedése a hajtásokon a virágos nóduszok száma szerint



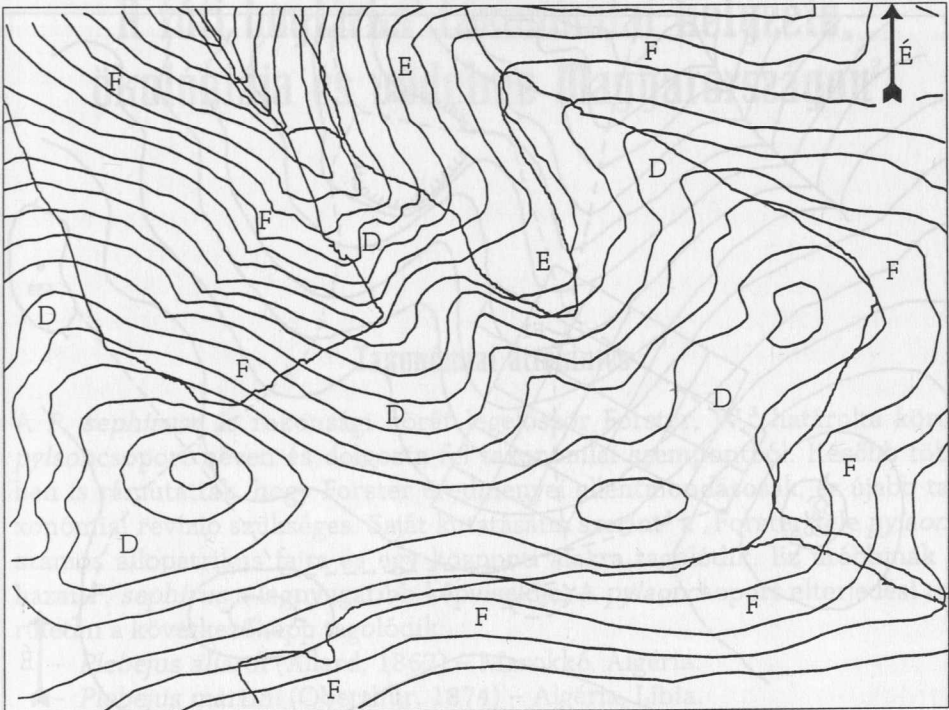
1. térkép

A vizsgálati terület, bejelölve a kutatás során felvett területegységek számát és határait (M = 1:1250)



2. térkép

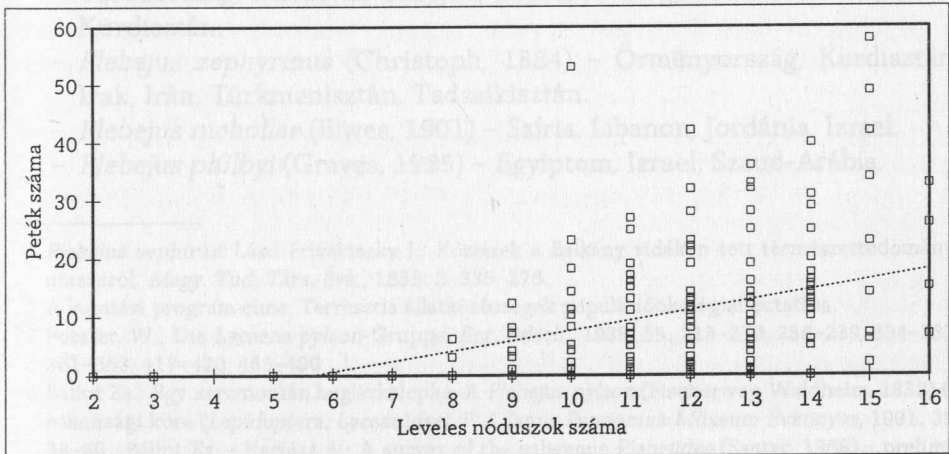
Vegetációtípusok



B = bükkös, D = dolomitsziklagyepek és sziklafüves lejtősztyepp, E = rontott erdő,
F = feketefenyves (M = 1 : 1900).

9. ábra

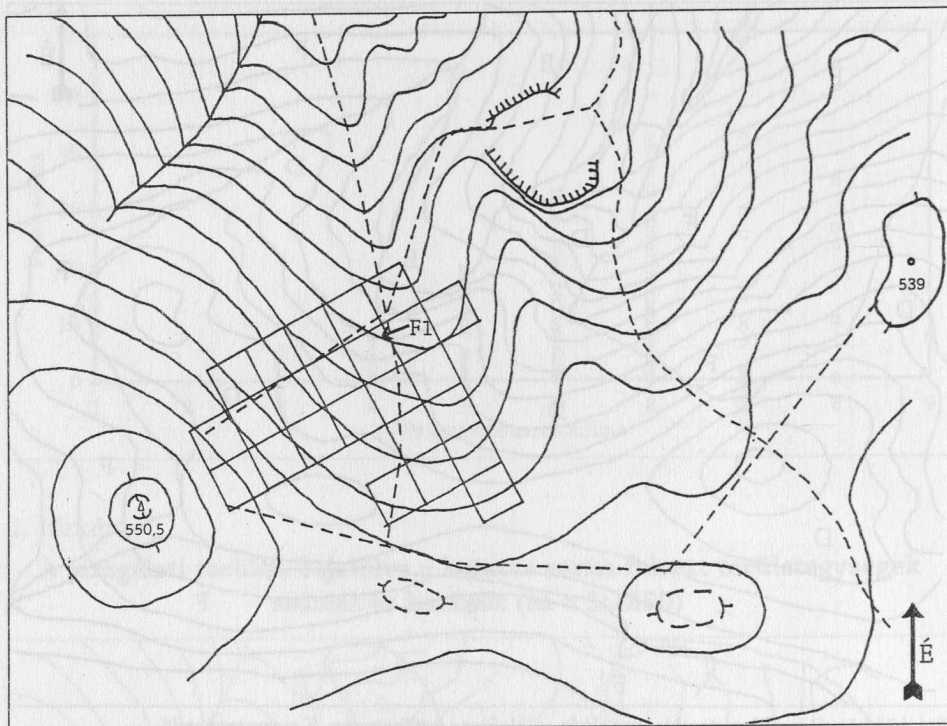
A peték elhelyezkedése a hajtásokon a leveles nóduszok száma szerint



($r = 0,386, P < 0,1\%$)

3. térkép

A kvadrátok elhelyezkedése a területen (M = 1:1250)



A fóti boglárka¹ taxonómiai helyzete, ökológiája és védelme Magyarországon²

Taxonómiai áttekintés

A *P. sephirust* és rokonsági körét legelőször Forster, W.³ határozta körül *pylaon*csoport néven és dolgozta fel taxonómiai szempontból. Később többben is rámutattak, hogy Forster eredményei ellentmondásosak, és újabb taxonómiai revízió szükséges. Saját kutatásaim szerint⁴ a „Forster-féle *pylaon*” számos allopatrikus fajra és egy központi alakra tagolódik. Ez utóbbinak a hazai *P. sephirus* a legnyugatibb képviselője. A *pylaon*csoport elterjedési területén a következőképp tagolódik:

- *Plebejus allardi* (Allard, 1867) – Marokkó, Algéria.
- *Plebejus martini* (Oberthür, 1874) – Algéria, Líbia.
- *Plebejus hespericus* (Rambur, 1839) – Spanyolország.
- *Plebejus trappi* (Verity, 1927) – Olaszország, Svájc.
- *Plebejus sephirus* (Frivaldszky, 1835) – Magyarország, Horvátország, Jugoszlávia, Macedónia, Albánia, Románia, Bulgária, Görögország, Törökország, Moldávia, Ukrajna, Örményország, Grúzia, Azerbajdzsán, Kurdistan.
- *Plebejus zephyrinus* (Christoph, 1884) – Örményország, Kurdistan, Irak, Irán, Türkmenisztán, Tadzsikisztán.
- *Plebejus nichollae* (Elwes, 1901) – Szíria, Libanon, Jordánia, Izrael.
- *Plebejus philbyi* (Graves, 1925) – Egyiptom, Izrael, Szaud-Arábia.

1 *Plebejus sephirus*. Lásd Frivaldszky I.: Közlések a Balkány vidékén tett természettudományi utazásról. *Magy. Tud. Társ. Évk.*, 1835. 2. 335. 276.

2 A kutatási program címe: Terresztis állatközösségek populációökológiai kutatása.

3 Forster, W.: Die *Lycaena pylaon*-Gruppe. *Ent. Rdsch.*, 1938. 55. 213–219, 236–239, 334–337, 361–363, 417–420, 485–490.

4 Bálint Zs.: Egy xeromontán boglárkalepke: A *Plebejus pylaon* (Fischer von Waldheim, 1832) és rokonsági köre (*Lepidoptera, Lycaenidae*), I. A Janus Pannonius Múzeum Évkönyve, 1991. 35. 33–69.; Bálint Zs. – Kertész A.: A survey of the subgenus *Plebejides* (Sauter, 1968) – preliminary revision. *Linneana Belgica*, 1990. 12. 254–272.

- *Plebejus usbekus* (Forster, 1939) - Türkmenisztán, Üzbegisztán, Kazahsztán.
- *Plebejus patriarcha* (Bálint, 1991) - Tadzsikisztán.
- *Plebejus pylaon* (Fischer, 1832) - Ukrajna, Oroszország, Kazahsztán, Mongólia (?).
- *Plebejus indicus* (Evans, 1925) - Afganisztán, Pakisztán, India, Nepál.

A Kárpát-medencei *P. sephirus* a legfontosabb hazai⁵ és külföldi⁶ határozóirodalomban „*Plebejus pylaon*” név alatt található, helytelenül. Az igazi *P. pylaon* ázsiai faj, amely csak elterjedési területének legnyugatibb részén (Volga és a Dnyeper mente, déli Ural-vidék) érint európai területeket.⁷ A *P. sephirus* típuspéldányainak lelőhelye a bulgáriai „Szlivno” (ma Szliven) városának környékén van.⁸ Annak ellenére, hogy a Kárpát-medencei populációk egymástól elszigeteltek és a lepidopterológusok alfaji szinten is megkülönböztetik őket,⁹ véleményem szerint a Kárpát-medencei *P. sephirus* népeségek izolációja recens és antropogén eredetű. A Kárpát-medencei lepkék nem különböznek a Balkán-hegység lábánál, illetve a Dobrudzsában gyűjtött példányoktól, és helyesebb lenne az összes Kárpát-medencei taxont szinonimizálni a *P. sephirus sephirusszal*.¹⁰

A *P. sephirus* részletes magyar nyelvű leírását és a rokon fajokkal történő összehasonlítását Bálint Zs.¹¹ ismerteti. Magyarországon a *P. sephirus* rokonsági körének (= *Plebejides* Sauter, 1968) egyetlen képviselője sem fordul elő, de a vele egy időben repülő boglárkalepkék között több is van, amelyek külsőleg meglehetősen hasonlítanak rá, ezek az alábbiak:

- *Plebejus argus* (Linnaeus, 1758),
- *Plebejus argyrognomon* (Bergsträsser, 1779),
- *Polyommatus bellargus* (Rottemburg, 1775),
- *Polyommatus icarus* (Rottemburg, 1775),
- *Polyommatus thersites* (Cantener, 1834).

A felsorolt fajokat rajzolatuk és az imágók viselkedése alapján a szakember szabadban is elkülönítheti a *P. sephirustól*. Az említett boglárkalep-

5 Gozmány L.: Nappali lepkék - *Diurna*. In *Fauna Hungariae*, 1968. XVI/15. no. 91. Budapest, Akadémiai Kiadó.

6 Higgins, L. G. - Riley, N. D. - Hargreaves, B.: *A Field Guide to the Butterflies of Britain and Europe*. London, 1983, Collins, 384.

7 Bálint Zs. - Lukhtanov, V. A.: *Plebejus (Plebejides) pylaon* (Fischer von Waldheim, 1832) s. str. et ses sous-especies (*Lepidoptera: Lycaenidae*). *Linneana Belgica*, 1990. 12. 274-292.

8 Frivaldszky I.: i. m.

9 Rebel, H.: Eine neue Lycaenidenform aus Südungarn. *Ent. Z.*, 1911. 25. 191-192.; Szabó R.: A *Plebeius sephirus* Friv. közép-Duna-medencei formái. *Folia ent. hung.*, 1954. 25. 29-39.; Szabó R.: Magyarország Lycaenidái. *Folia ent. hung.*, 1956. 27. 235-362.

10 Lásd Bálint Zs. - Kertész A.: i. m.; Bálint Zs.: *A Kárpát-medence nappali lepkéi*. 1. rész. Budapest, 1997, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, 183.

11 Bálint Zs.: i. m. (1991).

kék morfológiáját és ökológiáját magyar nyelven két korábban megjelent munka is részletesen ismerteti,¹² a legújabb eredmények Bálint Zs. (1997) könyvében kerültek összefoglalásra.¹³

A *P. sephirus* fonákja viszonylag változatos rajzolatú, ennek eredményeképpen több infraspecifikus formát írtak le a lepidopterológusok, amelyek közül hazánkban mindegyik előfordul.¹⁴

A magyarországi *P. sephirus* populációk

Magyarország jelenlegi területéről a *P. sephirus*t legelőször Rebel, H. (1912) említi „Ofen” (= Buda) lelőhellyel,¹⁵ majd több mint két évtizeddel később Forster, W. (1938) Bartha Viktor budapesti adatára hivatkozik.¹⁶ A fajt Gergely István és Uhrik-Mészáros Tivadar a Fóti-Somlyó hegyen 1944-ben találta meg.¹⁷ Egészen a nyolcvanas évek közepéig csak ezt – a fóti-somlyói – populációt ismertük,¹⁸ de az utóbbi években a *P. sephirus* számos új pontról került elő.¹⁹

A főváros és környéke

1. Fóti-Somlyó. A fővárostól északkeletre, légvonalban kb. 5 km távolságra van a *P. sephirus* élőhelye, a hegy platójának nyugati és keleti felében, továbbá a hegy déli lábánál lévő homokpusztaréteken, *Astragalus exscapus* populációkban van. A vegetáció csak a hegy fennsíkjának egy részén és a keleti oldalon maradt meg viszonylag érintetlenül, míg a hegy nyugati lábánál az élőhelyek erősen bolygatottak.

A hegytetői populációkat a hegy lábánál lévő élőhelyektől részben vagy teljesen elszigetelt a hegyoldalon húzódó tatárjuharos tölgybokorerdő és a mesterséges telepítésű feketefenyves, akácos. A hegytetői populációk jóval

12 Szabó R.: i. m.; Gozmány L.: i. m.

13 Bálint Zs.: i. m. (1997).

14 Vicol, V.: Trois former nouvelles de *Plebejus pylaon sephirus* Frivaldsky (*Lepidoptera, Lycaenidae*). *Bul. Soc. ent. Mulhouse*, 1980. 52.

15 Rebel, H.: Einige für die Lepidopterenfauna Österreich-Ungarns neue Arten. *Verh. zool. bot. Ges. Wien*, 1912. 62. 104–108.

16 Forster, W.: i. m.

17 Kovács L.: Neue Angaben über das Vorkommen einiger Makrolepidopteren in Ungarn. *Folia ent. hung.*, 1951. 24. 5–16.

18 Rakonczay Z. (szerk.): Vörös könyv. A Magyarországon kipusztult és veszélyeztetett növény- és állatfajok. Budapest, 1989, Akadémiai Kiadó.

19 Bálint Zs.: A *Plebejus sephirus* ssp. *kovacsi* Szabó, 1954 újabb magyarországi populációja. *Folia ent. hung.*, 1985. 32. 474–476.; Bálint Zs. – Kertész A.: The conservation of *Plebejus sephirus* (Fridvaldszky, 1835) in Hungary. *Linneana Belgica*, 1990. 12. 254–272.

kisebbség, mint a hegy lábánál lévők, de ezeknél lényegesebb erősebb a keleti lejtő populációja.

A terület mind botanikai, mind lepidopterológiai szempontból országos viszonylatban jól feltártnak tekinthető.²⁰ A Fóti-Somlyót 1953-ban védett területté nyilvánították, elsősorban lepkefaunája miatt.

2. Göd, vasúti töltések. A falutól északra (Debegió-hegy) és délre (Tetőtlen és Szódi úti dűlő), közvetlenül a Vác–Budapest vasútvonal töltésének keleti és nyugati oldalán található néhány elszigetelődött populáció, csekély *A. exscapus* állománnyal. Az élőhelyek bizonyíthatóan mesterséges eredetűek, mert a Gödtől délre levő töltéssor (Tetőtlen és Szódi úti dűlő) tetején még jól kivehető a II. világháborús lövészárokrendszer maradványa, míg a Debegión ugyancsak lövészárkok, továbbá ütegek számára ásott mélyedések láthatók. Minden bizonnyal ezeken a helyeken komoly földmunka folyt, s a vegetáció csak néhány év múlva telepedett meg a homokon.

A Debegió-hegyi populáció előzetes felmérése 1989-ben történt meg, részletes kutatását pedig 1990-ben végeztük el.²¹

3. Csomád és Göd közötti homokpusztarétek. A két falu között húzódó széles vízmosásban (Gödi-árok, Harmadik-nyomás) és a Csomád fölött délre emelkedő Öreg-hegy tetőjén az eddig ismert legmagasabb egyedszámú és legnagyobb területen élő magyarországi *P. sephirus* populációk találhatók, jó állapotban lévő homokpusztaréteken, igen gazdag *A. exscapus* állománnyal. Az élőhelyek viszonylag háborítatlanok.

Az árokban lévő és az öreg-hegyi populációt egy akácos erdőfolt választja el egymástól. A csomádi populációhoz igen közel esik a fóti-somlyói. A két populáció vizsgálatát 1991-ben kezdtük, előzetes felmérések 1990-ben történtek.

4. Szentendrei-sziget. Surány községtől délre (Csendes-telep) a homokbuckák és akácosok között szép, stabil populáció található. A sziget déli csücskében is előfordul a faj (Alsó-Merzsán), de itt igen kis egyedszámú.

A csendes-telepi populációt Ács Eszter vizsgálta igen részletesen, eredményeinek egy része közleményként is megjelent.²²

5. Buda. Rebel, H. (1912) és Forster, W. (1938) budai adata ma már nem lokalizálható.²³ Az *A. exscapus* budai előfordulása, amelyre Szabó R. is hivatkozik,²⁴ a természetes szukcesszió következtében megszűnt. Ám valószí-

20 Szalkay J.: Fót és környékének nagylepkéi. *Folia ent. hung.*, 1962. 15. (SN) 379–382.

21 Bálint Zs. – Fiedler K.: *Plebeius sephirus* (Frivaldszky, 1835) in Pannonia, with special reference to its status and ecology in Hungary. *Oedippus*, 1992. 4. 24 pp., 6 figs.

22 Vojnits A. – Ács E.: A Population of the Hungarian Zephyr Blue, *Plebeius sephirus kovacsi* (Lepidoptera: Lycaenidae). *Holarctic Lep.*, 1995. 2. 1. 23–26.

23 Rebel, H.: i. m.; Forster, W.: i. m.

24 Szabó R.: i. m. 287.

nőbb, hogy a *P. sephirus* a hegyek lábánál elterülő löszgyepekben fordult elő. Ma már ezeket beépítették vagy intenzív mezőgazdasági termelés (szőlő, gyümölcs) folyik rajtuk (pl. Sas-hegy, Odvas-hegy, a Törökugrató lába), de a löszgyepek faunáját még jelzi egy-két maradványfaj megléte (pl. *Ocnogyna parasita* [Hübner, 1790], *Arctia festiva* [Hufnagel, 1766]).

Kiskunság

Bócsa. A faj egy újabb populációját 1998 tavaszán sikerült megtalálni a bócsai borókásban. A populáció erősnek tűnik, részletesebb felmérése a közeljövőben történik majd.

Hegyalja

Tokaj. A Tokaji (Kopasz)-hegyen honos populációt 1991-ben találta meg Varga Zoltán a hegy löszgyepeiben.²⁵ A rákövetkező évben több napot is töltöttem az élőhelyen, Varga Zoltánnal jelölés-visszafogásos vizsgálatokat végezve. A populáció erős, élőhelye nagy kiterjedésű.

A *Plebeius sephirus* hazai populációinak életmenete, ökológiai vonatkozások

Fejlődési alakok

A peterakás után néhány nappal kelnek ki a hernyók.²⁶ Kezdetben csak a levelek fonákán táplálkoznak, kis mélyedéseket rágva, amelyek felülről apró foltoknak tűnnek („aknák”). A hernyók röviddel második vedlésük után (ekkor kb. háromhetesek) diapauzába vonulnak. A tápnövény tövének húzódo hangyajáratokban vagy a lehullott növényi részek között pihennek, gubószerű nyugvóhelyet készítve maguknak. Itt vészeli át az aszályos nyarat és a gyakori nyárvégi tüzeket. A diapauza oka feltételezhetően az élőhelyek rendkívül meleg és száraz, sivatagos jellegű nyári mikroklímája, melynek következtében nyár végére – a környezet lágyszárú vegetációjával együtt – a hernyó tápnövénye is teljesen kiég. Az őszi esők hatására helyenként újból kihajtó *Astragalus exscapuson* egyes hernyók újra táplálkozni kezdenek. Ez a magyarázat arra a megfigyelésre, hogy áttelelés után annyi különböző vedlési állapotú és nagyságú hernyót találni, ugyanabban az időben. A megfigyelt hernyók közvetlenül áttelelés után a harmadik, negyedik és az ötödik stádiumban voltak.

25 Bálint Zs.: Contribution á la connaissance des plantes-hotes des *Plebejides* Sauter, 1968 (*Lepidoptera: Lycaenidae*). *Linneana Belgica*, 1991. 13. 62–79.

26 Antalfalvi B.: A *Plebejides pylaon* Fisch.-W. kovacsi Szabó hernyója, bábállapota és egyéb tenyésztési körülményei. *Folia ent. hung.*, 1971. 32. 474–476.

A hernyók áttelelés után a tápnövény tövénél tartózkodnak, közvetlenül a homokos talaj és a növény vastag szára között, vagy a virágzatban, a lepel-leveleket és a friss hajtásokat eszik; fogságban, mesterséges körülmények között a leveleket is elfogyasztják.

Gyakorlatilag az összes megfigyelt hernyóegyed mellett vagy a tápnövényen találtunk hangyákat, ha nem, akkor a hangyákat valószínűleg a keresés közben riasztottuk el, mivel ahhoz, hogy ráakadjunk a hernyóra, mindig föl kellett emelni a növény földre támaszkodó vastag tövét. Így a *P. sephirust* az „erősen mirmekofil” boglárkalepkék közé sorolhatjuk.²⁷

A *P. sephirus* hernyói mellett megfigyelt hangyafajok 3 génuszba és 2 alcsaládba tartoznak. A leggyakrabban megfigyelt hangya a *Lasius alienus* (Formicinae) fajcsoportba tartozó faj, amely a kelet-európai sztyeppvidékeken domináns és a *Lasius alienus-complex* revíziója után kerül majd leírásra. Igen gyakran fordul elő a *P. sephirus* hernyóinak társaságában a nagy termetű, agresszív viselkedésű, száraz területekre igen jellemző *Formica pratensis* (Formicinae). Egy esetben figyeltünk meg két *Camponotus aethiops* (Formicinae) dolgozót, amint egy negyedik vedlésű hernyót látogattak. Egyetlen esetben találtuk a *Tetramorium caespitum* fajcsoport képviselőjét²⁸ *P. sephirus* hernyóval. Ez utóbbi esetben a hernyó a hangyák által laza homokos földből épített pavilonban táplálkozott. Ez a jelenség gyakori számos hangyagénusznál, ilyen kicsi építményekbe rejtik táplálékforrásukat (pl. *Lasius* fajok), ahogy megfigyelték számos boglárkalepke-hernyó és -báb esetében is.

Kutatásaink még kezdeti stádiumban vannak, de néhány következtetést már megengedhetünk: a *P. sephirus* védelme kapcsán nincs szükség a hangyák speciális védelmére. A *P. sephirust* számos, pusztai élőhelyekre jellemző és gyakori hangyafaj látogatja, amelyek közül legfontosabb egy *Lasius alienusszal* közel rokon, még le nem írt faj, és a *Formica pratensis*, azaz a *P. sephirushoz* nem társul kizárólagosan csak egy hangyafaj. Ha az élőhelyeket teljes ökoszisztémaként sikerül hatékonyan védeni, úgy a hangyafajok is automatikusan védelmet kapnak, biztosítva ezzel a *P. sephirus* hernyó számára (minden bizonnyal) igen fontos mirmekofil kapcsolatot.

Az igen közeli rokon *P. argus*, amelynek hernyóját Magyarországon a *P. sephirus* mellett több ízben is megtaláltuk *Astragalus exscapuson*, Ravenscroft kutatásai szerint²⁹ igen szoros kapcsolatban van a *Lasius* (*niger* és

27 Fiedler K. – Bálint Zs.: Európai és északnyugat-afrikai boglárkalepkék kapcsolatai a hangyákkal. *A Janus Pannonius Múzeum Évkönyve*, 1992. 36. 65–78.

28 Fiedler K.: European and North West African *Lycaenidae* (Lepidoptera) and their associations with ants. *Journ. Res. Lep.*, 1991. 28. 239–257.

29 Ravenscroft, N. O. M.: The Ecology and Conservation of the Silver-studded Blue Butterfly *Plebejus argus* L. on the Sandlings of East Anglia, England. *Biol. Conserv.*, 1990. 53. 21–36.

alienus) fajokkal. A frissen kikelt *P. argus* hernyókat a hangyák olykor megfogják és elszállítják. Ravenscroft több alkalommal talált teljesen kifejlett *P. argus* hernyókat *Lasius* hangyaboly tetején, illetve épp hangyabolyból előmászó, dolgozóktól körülvevett, frissen kikelt lepkét.

Wettstein J. (szóbeli közlés) megfigyelte, amint *P. sephirus* hernyókat hangyák cipeltek. Néhány hernyót haza is hozott bebáboztatni, a lepkék szerezésén ki is keltek (a bizonyító példányok a MTM Állattárában vannak). Terepvizsgálataim során pedig két, éppen szárnyait fesztítő, hangyák által körülvevett *P. sephirus* példányt sikerült megfigyelni. Ezek a megfigyelések azt sugallják, hogy a *P. sephirus* a *P. argus*hoz hasonló, szorosabb kapcsolatban van hangyagazdájával.

Imágók

Az imágók kora reggel kelnek ki. Több feszülő példányt találtam de. fél 9 és 9 óra között. A szárnyak kifeszülése 6–8 percet vesz igénybe.

A lepkék kizárólag napsütésben és megfelelően magas hőmérséklet mellett aktívak. Méréseim alapján, ha a talaj fölött 1 méter magasságban a levegő hőmérséklete nem emelkedik 25 °C fölé (eső, felhős idő, erős szél, késő reggeli zivatar), akkor az imágók nem mozognak. Az imágók számára optimális hőmérséklet: talajszinten 40–46 °C (!), talaj fölött 1 méterrel 25–31 °C. A déli nagy melegben a repülés megszakad, de kora délután folytatódik.

A *P. sephirus* sztenotóp faj. A gödi jelölés-visszafogásos kutatások során egyetlen imágót sem találtunk az élőhely 50 m-es körzetén túl, még olyan helyeken sem, ahol bőven rendelkezésre állt nektárforrás. Ennek ellenére a teljesen puszta, növényzet nélküli vasúti pálya (kb. 15 m széles), ami két kolóniát különített el, nem működött igazi barrierként. A 36 visszafogott híméből 29 maradt ugyanabban a kolóniában, míg 7 egyed (= 19,4%) egy alkalommal repült át a vasúti pályát és maradt a másik oldalon. A nőtények ezt többször is megtették: a 26 visszafogott egyedből 15 maradt ugyanazon az oldalon, 11 átrepült. Ez az ivarok között fennálló különbség statisztikailag elhanyagolható ($\chi^2 = 2,801$, $p = 0,091$). Csupán két nőtény repült át több alkalommal a vasúti pályát. 20 hím és 11 nőtényt nem sikerült visszafogni.

A *P. sephirus* hímek viselkedése a boglárkalepke-félék hímjeire jellemzően „örjáratozó”. A nőtényeknél sokkal többet mozognak. A 237 viselkedésre vonatkozó adatból 156 (= 65,8%) hímekre vonatkozik. Bár mindkét ivar életének nagy részét napozással és táplálkozással tölti, a hímek repülési aktivitása jóval magasabb. Mindazonáltal horizontálisan kevesebbet mozognak, inkább territóriumukat őrzik és ellenőrzik. Néhány hím példányt kizárólagosan csak egy helyen fogtunk vissza, számos alkalommal, amint nőtény után kutatott vagy nagy *A. exscapus* tövön sütkérezett.

Az imágók legfontosabb nektárforrása pannóniai endemizmusként ismert *Dianthus pontederæ*, az *Astragalo-Festucetum rupicolæ* társulás jel-

legzetes szegfűfaja, de ez évtől és élőhelytípustól is függő. A Tokaji-hegyen az 1993-as év folyamán például a *Salvia nemorosa* volt a legfontosabb nektárforrás, majd 1995-ben egy *Thymus* faj (Varga Zoltán szóbeli közlése). A lepkék táplálékszerzés céljából nem lila virágú növényfajokat csak elvétve látogatnak.³⁰

Késő délután a revírt tartó hímek fűszálak végén sűtkéreznek, szárnyukkal derékszöget bezárva, annak gyújtópontjával a nap felé fordulva. A nőtények ilyenkor már elülnek. Az imágók olykor egy-egy fűszálra gyűlve csoportosan éjszakáznak,³¹ az alcsaládra jellemző módon.

A lepkék általában késő délelőtt, a legmelegebb órákban kopulálnak. Az aktust nászrepülés előzi meg: a hím a revírébe érkezett és a fűbe telepedett nőtényt többször körülbegi. A nőtény széttárja szárnyait és magasba tartja potrohát. A pár föl-fölrepül, majd visszacsapódik a fűbe. A párzás előtt többször körbeforognak a levélen. A kopula alatt mindig a nőtény van fejjel lefelé. A párosodás időtartama igen változó (25 perc–1 óra 19 perc, 7 eset regisztrálva és megfigyelve). Ha a kopuláló párt fölzavarják, mindig csak a nőtény repül. Az irodalmi adatokkal ellentétben,³² megfigyeléseink szerint egy-egy nőtény több hímrel is párosodhat.

A peterakás a következőképp történik: a nőtény az *Astragalus* tövet lassan, fűszálról fűszálra lebegve közelíti meg, majd rárepül a növényre, szaladgálni kezd a finom szőrökkel borított leveleken és kikeresi a peterakáshoz megfelelő helyet. Ez lehet a növény szára, a levélke felszíne, illetve fonákja vagy maga a virágzat is. Közvetlenül a peterakás előtt potrohát sarlószerűen begörbíti és egy világoszöld petét rak, amely néhány perc alatt kifehéredik. Ezután a nap felé fordulva sűtkérezik, s kb. negyedóra múlva újabb petét rak vagy átrepül egy másik növényre.

A magyarországi (főváros környéki) *Plebeius sephirus* populációk védelme

Magyarországon számos ízeltlábút, köztük a *P. sephirust* is szigorú természetvédelmi törvények védenek.³³ Ritkább fajok gyűjtésének törvényerejű rendelet által való tiltása – annak ellenére, hogy teljes védelmük csak az élőhely megőrzésével lehetséges – fontos tényezője a fajok védelmének. Egy izolálódott, a faj elterjedési területének szegélyén tenyésző populáció, amely sok esetben speciális ökológiai körülmények között él, fokozottan érzékeny a

30 Bálint Zs. – Fiedler K.: i. m. 11.

31 Szalkay J.: i. m.

32 Schurian, K. G.: Revision der Lysandra-Gruppe des Genus *Polyommatus* LATR. (Lepidoptera: Lycaenidae). Ent. Nachr., 1989. 24. 181.

33 Rakonczay Z.: i. m.

környezeti hatásokra. A populáció egyedszámának drasztikus csökkenése és néhány negatív környezeti behatás könnyen eredményezheti a populáció el-tűnését és a taxon kipusztulását (vö. *Melanargia suwarovius*).

A *P. sephirus* három egymást követő évben (1989, 1990 és 1991) mind-egyik Budapest környéki élőhelyén megfigyeltük. A megfigyelések során populációbecslést végeztünk, illetve fölmértük a biotópok állapotát. Raven-scroft (1990) nyomán a következő módon osztályoztam a populációk nagy-ságát:

Érték	Az összes imágó száma
1	> 500
2	250–500
3	100–250
4	50–100
5	< 50

Rangsoroltam a *P. sephirus* élőhelyeit nagyságuk szerint is. Az érték meg-határozásakor kizárólag annak a természetes közegnek a nagyságát vettem figyelembe, amelyben a *P. sephirus* imágók mozogtak és a hernyó tápnövé-nye, továbbá az imágó fő nektárforrása is megtalálható volt:

Érték	Területnagyság
1	> 5 ha
2	kb. 1 ha
3	kb. 0,5 ha
4	kb. 250 m ²
5	< 50 m ²

1989-ben és 1991-ben három helyen (Debegió, Tetétlen és Gödi-árok) je-lölés-visszafogásos módszerrel alaposabb kutatásokat folytattunk, amelynek célja annak megállapítása volt, hogy van-e kapcsolat a három kiválasztott élőhely között. A vizsgálatok eredményeképp a következőket állapíthattuk meg:

- a) A lepke csak a hernyó tápnövénye körül fordul elő.
- b) Csak a jelölés helyén vagy annak közvetlen közelében sikerült lepkéket visszafognunk.

Mivel a három vizsgált élőhelyet olyan területek választják el, amelyeken nincs összefüggő homokpusztarét, a faj számára a köztes területek áthatol-hatatlanok, így tehát a három élőhely mindegyike egy-egy zárt közösség és nem egy nagy metapopuláció viszonylag elszigetelődött részei, azaz:

- a *P. sephirus* Budapest környéki populációinak mindegyike egymástól elszigetelt, kis reliktumközösség,

- a populációk olyan közegben helyezkednek el, amely a fennmaradáshoz számukra nem nyújt garanciát,
- az emberi kultúra bármiféle további terjeszkedése vagy negatív hatása a populációk jövőjére mindenképpen károsan hat.

A kicsi, izolált populációk igen sérülékenyek és fokozottan érzékenyek a környezeti változásokra. A Budapest környéki élőhelyeket az alábbiakban ennek tudatában tekintjük át:

I. Fóti-Somlyó.

Populációnagyság: 1.

Területnagyság: 1.

A somlyói populáció fennmaradása – annak ellenére, hogy védett területen helyezkedik el és a *P. sephirus* népesség erősnek tűnik – több oldalról is veszélyeztetett.

1. Az önkormányzat (1990 előtt: „tanács”) egyre nagyobb darabokat hasít ki a Somlyó környékéből üdülőkörzet kialakításának céljából. Ennek eredményeként értékes élőhelyek szűnnek meg, az üdülőtelep környéki erdők és rétek szeméttlerakó helyekké válnak, növekszik a hétvégi turizmus, mivel a környék erősen beépült, a „szabad” területek nagy részén nagyüzemi mezőgazdasági termelés folyik, és egyre kevesebb az a terület, ahol az emberek civilizáltan eltölthetik szabad idejüket. A felsorolt tényezőkből fakadó káros hatások együttese súlyos következményekkel járhat egy olyan kis kiterjedésű, természetközeli terület élővilágára, mint amilyen a Fóti-Somlyó.

2. A Fóti-Somlyó egyik legértékesebb részét, a hegy délnyugati végében lévő kopár, meszes homokpusztagyepet, amely a *P. sephirus* egyik fő előfordulása volt, teljesen birtokba vették a motokrosszozó fiatalok. Ezen a részen több helyütt igen erősen megsérült a vegetáció, a fölsebzett, laza talajon megindult a gyomosodás, amely különösképpen ősszel szembetűnő. A motorosok a fennsíkon is végigmotoroznak, akárcsak a hegy meredek nyugati oldalán lévő igen értékes tölgy-kőris erdőállományon.

3. A termelés központú erdészeti gazdálkodás jóvoltából egyre növekszik a nemesnyár- és a feketefenyő-telepítések összterülete. A hegy északi lábánál a közelmúltban vágták ki a nyárást, s feketefenyőt ültettek helyette. Beültették a nyáras és a hegy között lévő szántót is, megragadva az alkalmat arra, hogy több száz négyzetmétert kihasítsanak a természetes vegetációból (a pusztai tölgyest szegélyező rétekből, amely a szántó és az erdő közé ékelődött). A tetőn a fenyőültetvény jelenléte káros: a természetes vegetációnak már csak a nyomai fedezhetők fel benne.

4. A természetes szukcesszió nem annyira látványos veszélyeztetettségi tényező, de egyes helyeken egészen előrehaladt állapotban van és a pannóniai pusztafaunát már teljesen kiszorította: a homokpusztarét természetes módon bebokrosodott a Fótújfalu felé eső oldalon, vagy korai stádiumában

még csak a zárt homokpusztarét (*Cleistogeni-Festucetum rupicolae*) díszlik. Helyenként jellegzetes tatárjuharos-löszölgyes látható (*Aceri tatarico - Quercetum pubescentis-roboris*), de igen sok helyütt akácos elegy rontja az állományt. Itt a tisztásokon még több helyen látni *A. exscapus* foltokat, a *P. sephirus* is előfordul, de egyre magasabb a fű, a fölcseperedő akáccseme-ték egyre nagyobb árnyékot vetnek. Néhány év múlva erről az élőhelyről a homokpusztarét utolsó maradványai is eltűnnek.

II. Göd, vasúti töltések.

Populáció nagyság: 3 (Debegió), 5 (Tetétlen).

Terület nagyság: 4 (Debegió), 5 (Tetétlen).

Mindkét ismert populáció a kritikus szinten van, különösen a Tetétlen töltése in (1991-ben összes 3 hímet és 1 nőtényt sikerült megfigyelnem há-rom kiszállás alatt). A veszélyeztető tényezők a következők:

1. A tetétleni populációt erősen megbolygatta a forgalmas 2-es út mentén létesült bevásárlóközpont, aminek építése során komoly földmunkákat vé-geztek, nagy darabokat kihalátva a vasúti töltés nyugati feléből.

2. Az illegális homokkitermelés (Debegió) a természetes gyepek folyto-nosságát megszakítja, megjelentek az agresszív útmenti gyomtársulások. A megbontott talajt tovább nyitja a szél, az eső.

3. A szukcesszió a tetétleni élőhelyen jelentősen előrehaladt. Kb. nyolc-tíz éve ezüstfákat (*Eleagnus angustifolia*) is ültettek a lövészárkok maradványai-ba és a töltés mindkét oldalára. Az ezüstfabokrok közötti foltokon erőtelje-sen terjeszkedik az akác. A fák lombozata egyre jobban záródik, a lehulló lomb a homokpusztaréti lágyszárúakra nézve kedvezőtlenül befolyásolja a ta-laj kémiai összetételét.

4. A debegiói élőhely esetében újra meg kell említenünk a motokrosszso-zók kártevését. 1990-ben és 1991-ben az alig 40 m²-nyi, szép *A. exscapus* ál-lományt eltartó pusztagyepben komoly károkat okoztak motorjaikkal a vege-tációs időszakban. A gyepevegetáció több helyütt megnyílt, számos szép *A. exscapus* tő is elpusztult, vagy erőteljesen megsérült.

III. Csomád és Göd között.

Populáció nagyság: 1 (Gödi-árok), 2 (Öreg-hegy).

Terület nagyság: 1 (Gödi-árok), 2 (Öreg-hegy).

A Gödi-árokban lévő populáció a Budapest környékiek között az általam ismert legnagyobb kiterjedésű, és egyben a legerősebb. Kb. 1 km hosszú sza-kaszon a mélyedés déli felén kisebb-nagyobb foltokban mindenütt megtalál-ható a hernyó tápnövénye (*A. exscapus*) és az imágók nektárforrása (*Dianthus pontederæ*). Az árok kelet felé a csomádi Öreg-hegynek fut, ahol a dűlőút elágazik, két oldalról megkerülve a hegyet, amelyet egy öreg és egy fiatal akác, továbbá egy fiatal feketefenyő-telepítés borít. A fiatal akác-

ban szórványosan még megtalálható az *A. exscapus*. A tetőn lévő igen leromlott galagonyásban pedig több szál *Dictamnus albus* virít, utolsó hírmondójaként egy hajdani tatárjuharos lösztölgyesnek. A hegyet dél felé megkerülő dűlőút fölfut a hegy tetejére, ahol egy kb. 1 hektár kiterjedésű, nagy és igen értékes homokpusztarét van, igen szép *A. exscapus*, *Adonis vernalis* és *Iris pumila* állományokkal. A két hely veszélyeztettségi tényezői a következők:

1. A terület ez idáig viszonylagos védettséget élvezett egyrészt eldugott fekvése, másrészt a hegy déli lábánál lévő szovjet katonai támaszpont miatt. Ez utóbbi 1990 őszén megszűnt, de újabban a rakétasilót átalakították szennyvíztárolóvá, ami hosszú távon a terület sorsát talán meg is pecsételte. A katonai telephez a Fót–Veresegyház közötti műútról igen jó minőségű aszfaltozott bekötőút megy, a telep villanyvilágítása kiváló. A délre fekvő Magas-hegyen a környék legnagyobb felszíni szeméttlerakódója van. Ennek közelsége sok tekintetben befolyásolhatja a terület további történetét is. A szeméttlerakóhely ellenére, igen sok az illegálisan lerakott szemét, erősebb szélvihar esetén sok hulladék kerül az élőhelyekre.

2. A fóti Somlyó-hegy mellett a Gödi-árokban is találhatók krétakori mészkőkibúvások. Ezek alatt komoly illegális homokbánya van, ahonnan minden évben több száz köbméter mésztartalmú homokot szállítanak el a környékbeli kisiparosok és építkezők. Az illegális homokbánya egyben illegális szemét-lerakódóhelyként is működik.

3. Igen komoly károkat okoznak az egész területen, főleg a homokpusztagyepekben a motokrosszozók. A Gödi-árok legnyugatibb *A. exscapus* előfordulását, illetve a *P. sephirus* populációt komoly mértékben károsították, míg az Öreg-hegy fennsíkján kártételük egészen jelentős, összesen kb. 1,5 km hosszan, félméter-méter szélességben kiirtották az őshonos gyepeket, elpusztítva jó pár védett növényfaj több ezer tövét. A nehéz katonai szállító járművek komoly utat vájtak az Öreg-hegy homokjába, ezek nyomán a fennsíkon több helyütt is megindult a talaj eróziója.

4. Kevésbé káros, mégis megemlítenő az esős időszakok után megjelenő gombászok tevékenysége által okozott csekély kár, amely a kényelmességből fakadó figyelmetlenség következménye: személygépkocsijaikkal nem maradnak a dűlőúton, hanem ráhajtanak a homokpusztagyepre, a kerék alatt besüpped a nedves homok, ennek következtében a lejtő vízelvezetése megváltozik. A kocsinyomok által keletkezett árkocskák több éven keresztül megmaradnak. A fölpörgő kerekek sok helyütt fölsebzik a gyepet, utat adva a gyomosodásnak. Ugyancsak veszélyezteti a terület élővilágát a mezőgazdasági alkalmazottak felelőtlen viselkedése: traktorok és nehézjárművek gumibroncsai és belső hevernek sok helyütt, nemcsak csúfítva, hanem károsítva a növényzetet. A gumibroncsok környéke ugyancsak a gyomosodás gócaivá válhat. A Gödi-árokban két helyen is a homokpusztagyepben végezték a próbaszántást.

5. A környező területeken igen sok az új feketefenyő-telepítés. Sok helyütt a maradvány lágyszárú vegetációból következtetni lehet, hogy nem az akác helyére, hanem a „parlagon” hagyott legelőkre került az ültetvény. A Gödi-árokban négy éve az egyik legnagyobb kiterjedésű *A. exscapus* állomány közepébe szántottak barázdákat és telepítettek feketefenyőt. A pusztabarázdákban megjelent az *A. exscapus* is, de megindult az erőteljes gyomosodás, amely hamarosan teljesen visszaszorítja a csúdfüvet, ahogy ez már több helyen tapasztalható is (a derékmagasságú ruderaliában egy-két helyen még találtam magányos *A. exscapus* töveket). A csomádi Öreg-hegy nyugati tetőjén, illetve a falu felé eső oldalon idősebb fenyőállomány látható. Az akácosítás minden bizonnyal ugyanilyen kárt okoz és okozott. Példa erre a hegy déli lába alatt futó dűlőút fiatal bokorakácosa, amelyben még található egy közel 20 tőből álló *A. exscapus* állomány és néhány szál *Iris pumila*, amelyek vélhetőleg hamarosan eltűnnek.

6. Megfigyeléseim szerint kora tavasszal (március végétől) kb. három héttig a Gödi-árokban juhokat legeltetnek. A juhlegeltetés nem feltétlenül veszélyes a környezetre, sőt a jelenlegi állapot fönntartásához szükséges is, különösen olyan helyeken, ahol a juhászatnak évszázados hagyományai vannak. A Gödi-árok és az Öreg-hegy olyan kicsi és sérülékeny ökoszisztéma, hogy a juhlegeltetés pozitív tényezői mellett (pl. a beerdősülés visszaszorítása, száraz magaskórósok letaposása stb.) meg kell említenünk a negatív jelenségeket is.

Pozitív jelenségek: A juhok legeltetésének segítségével a területen nagy foltokban megmaradhat a viszonylag úttörő vegetációs stádiumot képviselő csúdfüves homokpusztaréteg (*Astragalo – Festucetum rupicolae*). A talajt nem fedi be teljesen a növényzet, a homok kis részben nyitott, a fűcsomók ritkásan nőnek. Így az élőhely talajszintje sokkal hamarabb fölmelegszik, a tavaszi erős harmat a kora reggeli órákban már elpárolog, és a levegő eléri az imágók számára kedvező, viszonylag magas hőmérsékletet. A vegetáció, a gyepek záródása magával hozná a vegetáció jellegének megváltozását, ezzel együtt a hernyó tápnövénye, illetve a lepkék nektárforrása igen megritkulna (vagy eltűnne). A hernyókkal társuló hangyafajok számára pedig az árnyékolt, jóval hűvösebb mikroklimájú talaj nem felel meg.³⁴

Negatív jelenségek: A nyájnak a legeltetés idején hodályt állítanak a területen. Ennek környéke és maga a hodály a használat alatt teljesen kopárrá válik, a talaj telítődik az állatok trágyájával és vizeletével. A nyáj továbbvonulása után a területet teljesen fölveri a gyom, az eredeti vegetáció számára a talaj kémiai összetétele nem megfelelő. A nyájakat mindig ugyanazon a vonalon

³⁴ Vö. a különböző gyepekben mért hőértékeket: Kovács J. – Tóth A.: Mikroklímamérések a hortobágyi gyeptársulásokban. In Tóth A. (szerk.): *Tudományos kutatások a Hortobágyi Nemzeti Parkban*. Budapest, 1988, 87–294.

hajtják ki az éjszakai szállásról, így az összezsúfolt állatok taposása jelentékeny mértékben károsítja a homokpusztagyepet. Annak ellenére azonban, hogy a terület erősen gyomosodik, annyira nem sérül meg (mint pl. motokrosszozás esetében), hogy a homokpuszta ne tudná visszahódítani a megsebzett lejtőt, de a hodály területén a vegetáció alapvetően megváltozik. Ugyancsak megemlítendő, hogy a juhok előszeretettel fogyasztják a frissen kihajtott *A. exscapust*, ami az április végi-májusi vegetációs időszakban hátrányos lehet a *P. sephirus* populációk számára, hiszen a hajtásokkal együtt a hernyókat is elfogyasztják.

7. Nem tisztázott a terület igen szép üreginyúl-állományának szerepe az ökoszisztémában. Valószínű, hogy a természetes beerdősülés lassításában nagy szerepet játszik. Egy-egy nagyobb téli hajtás és az állomány jelentős megritkítása kedvezőtlenül befolyásolhatja a homokpusztarétek további sorsát.

8. A természetes beerdősülési folyamat szemmel láthatóan igen előrehaladott mind a Gödi-árokban, mind az Öreg-hegy fennsíkján. Öreg és dús koronájú galagonyabokrok csoportjai szabdalják mozaikosra a homokpusztarétek maradványait, néhány helyen az akáccsemeték is lassan fává fejlődnek. Árnyékuk alatt nincs helye semmilyen homokpusztaréti vegetációnak.

IV. Szentendrei-sziget.

Populáció nagyság: 2 (Csendes-telep), 5 (Alsó-Merzsán).

Terület nagyság: 1 (Csendes-telep), 3 (Alsó-Merzsán).

Az alsó-merzsáni élőhely több évtizede nagymértékben elpusztult: a területen egy betonlapokból álló bekötőút vezet a közeli, volt szovjet katonai bázishoz. A jelenlegi domborzatból ítélve az útépítéskor több homokdombot is elhordtak, amelyeken *Astragalo-Festucetum rupicolae* lehetett. Az út keleti oldalán még megvan az egyik domb maradványa (nyugat felől derékszögben lehasítva), amelynek tetején egy mintegy 30 töves *A. exscapus* állomány van, egy kipusztulás szélén álló *P. sephirus* populációval. Az út nyugati oldalán tankok számára fenntartott gyakorlópálya volt (jelenlegi funkciója ismeretlen), a pálya és az út között megmaradt kb. 10 m széles ruderáliában is találunk *A. exscapust*. A tövek recens eredetűek lehetnek, vagy esetleg a talajjal odakotort tövek maradványainak sarjai.

A csendes-telepi élőhely sok mindenben különbözik a fentiektől, de nagy vonalakban mégis azonos velük.

Javaslatok a területek kezelésére és védelmére

A fentiek ismeretében valószínűsíthető, hogy a jelenleg ismert kicsi és elszigetelt, főváros környéki *P. sephirus* populációk a közeljövőben eltűnnek. A *P. sephirus* a pannon fauna egyik jellegzetessége, természeti örökségünk

egyik értékes, ezért védelmet érdemlő faj. A Budapesten és környékén még foltokban megtalálható természet közeli homokpuszták, bár részben sajnos már elszegényedve, de még őrzik azokat az életközösségeket, amelyek az őket körülvevő kultúrtájhoz képest hallatlan fajgazdagságot rejtőnek. Az egyetlen számításba jöhető javaslat a *P. sephirus* védelme kapcsán – a teljes biocönózis védelme. Ennek érdekében a következő lépések szükségesek.

1. Az összes ismert *P. sephirus* élőhely védelme. Különösen fontos a Göd és Csomád között levő nagyobb egység természetvédelmi területté nyilvánítása. Ez adminisztratív módon megoldható lenne a fóti Somlyó-hegyhez való kapcsolásával. A két területet ezután együttesen lehetne kezelni (Duna-Ípoly Nemzeti Park).

2. A homokpusztarétek területét a kitermelt feketefenyvesek és akácok területével növelni kell. A reliktszerűen megmaradt gyepfoltok környékén az új erdőtelepítés tilos. A pusztagyeprek rekreációját elősegítendő kezdetben az irtások helyét erősen leigeltetni kell, hogy a vegetáció szintjét alacsonyan tartsuk. Ennek érdekében az első években ősszel a területet föl is lehet égetni. A homokpuszta terjedését honos pázsitfűvek és más növények magjainak szétszórásával talán fölgyorsíthatjuk (*Astragalus*, *Iris*, *Salvia*, *Poa*, *Stipa*, *Thalictrum*).

3. A védett területeken az emberi aktivitást minimalizálni és szigorúan ellenőrizni kell. Az illegális építkezést, homokkitermelést, beszántást, birkahodály létesítést, motokrosszozást, biciklizést (mountain-bike) szigorúan büntetni kell. A *P. sephirus* gyűjtése amúgy is tilos, csak kivételes esetben, jól megindokolt tudományos céllal engedélyezhető.

4. Hatásos védelem a nyilvánosság segítségével nélkül nem lehetséges. A lehetőségek szerint, minden közművelődési fórumon fel kell hívni a környező lakosság figyelmét arra, mekkora természeti érték birtokában van, és hogy ezt az értéket védeni kell, mert védelemre szorul.

5. A faj biocönológiáját és viselkedését részletekbe menően kell megismerni. Különösen fontos ez a hernyó tápnövényéhez kötődésének és a hangyákkal való együttélésének szempontjából.

6. Az összes megismert populációt figyelemmel kell kísérni, még védettségük után is.

7. Sürgető feladat az eddig még nem lokalizált populációk megismerése, hogy valóságos képet kapjunk a faj főváros környéki állományainak jelenlegi, aktuális helyzetéről.

Az ikerszelvényesek (*Diplopoda*) és ászkarákok (*Isopoda*) közösségi ökológiai kutatása

Cél: Adatgyűjtés, faunatérképezés a magyarországi elterjedés és a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Program élőhely-osztályozási rendszerének habitat-típusaival összefüggésben. Az egyes élőhelyek tipikus ikerszelvényes- és ászkarák-közösségeinek leírása, az ökológiai háttértényezők feltárása.

Várható eredmények: Részletesebb ismeret a magyarországi ikerszelvényes- és ászkarákfajok elterjedéséről, az adott élőhelytípusokra felállított közösségek jellemzése. Ökológiai háttérváltozók összefüggéseinek kimutatása.

Bevezetés

Az ikerszelvényesek (*Diplopoda*) és a szárazföldi ászkarákok (*Isopoda: Oniscidea*) a makrodekomponáló epigeikus közösségek fontos tagjai. Hazai faunisztikai-közösségökológiai kutatásuk sok új adattal kecsegtet. Jelentőségük nemcsak a táplálékláncban betöltött lebontó funkciójukban rejlik, de korlátozott diszperziós képességük, talajhoz kötött életmódjuk miatt az egyes élőhelyek jellemzésében, az adott élőhelyek változásainak jelzésében is fontos szerepet tölthetnek be.

Vizsgálataink során célunk az eltérő – a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Program élőhely-osztályozási rendszerének megfelelő – habitatok ikerszelvényes- és ászkarák-együtteseinek minőségi, mennyiségi feltárása. Ennek során

- új elterjedési adatokat nyertünk a magyarországi faunatérképezés adatbázisa számára,
- az eltérő élőhelytípusok jellemezhetővé váltak a fajösszetétel alapján,
- következtethettünk az egyes fajok ökológiai környezeti igényeire, tűrőképességük korlátaira.

Gyűjtési módszerek

Módszereink a következők voltak:

- rendszeres talajcsapdázás,
- talajminták futtatása,
- egyelő gyűjtés.

A két utóbbi módszerrel a ritkább, illetve a kis mozgékonyágú és/vagy endogeikus fajok előfordulása igazolható.

A gyűjtések során a fajok előfordulását valószínűsíthetően limitáló háttér-változók felvételezése is megtörtént (pl. talajtípus jellemzői, avar mennyiség, növényzeti borítottság, mikroklimatikus tényezők). Az eddig vizsgált élőhelyek típusait, illetve a konkrét gyűjtési helyeket az 1-2. táblázat tartalmazza.

1. táblázat

Ászkarákók

Élőhelytípus	Gyűjtőhely
Homoki gye	Ásotthalom: „Emlékerdő”
	Bugac: Nagyrét
Láprét	Zsombó
	Ásotthalom: „Csodarét”
Ártéri erdő	Maros: hullámtér (Szeged)
	Szigetköz: Nagyajcs
	Szigetköz: Dunasziget
Szikes puszta	Szeged-Dorozsma: „Nagyszék”

2. táblázat

Ikerszelvényesek

Település	Helynév	Élőhely	UTM
Nagyajcs	Duna-part	Nedves fehér füzes	YN-09
Dunasziget	Hajós	Öreg száradó füzes	XP-71
Dunasziget	Sülyi-sziget	Keményfaliget	XP-71
Feketeerdő	Felső-erdő	Öreg keményfaliget	XN-61
Halászi	Derék-erdő	Öreg keményfaliget	XP-71

Eredmények

Ikerszelvényesek (*Diplopoda*)

Az ikerszelvényesek (*Diplopoda*) meghatározása során az öt élőhelytípusról az alábbi fajok kerültek elő:

1. CHORDEUMATIDA

Craspedosoma rawlinsii Leach, 1815

Dunasziget, Hajós, XP-71, öreg száradó füzes, 1998. október 12., egyelés

Dunasziget, Sülyi-sziget, XP-71, keményfaliget, 1998. október 12., egyelés

Haasea flavescens (Latzel, 1884)

Feketeerdő, Felső-erdő, XN-61, 1998. október 13., egyelés

Mastigona bosniensis (Verhoeff, 1897)

Dunasziget, XP-71, fenyves, 1998. október 13., egyelés

2. JULIDA

Nemasoma varicorne C. L. Koch, 1847

Győrzámoly, Patkányospusztá, XN-99, száradó öreg füzes, 1998. október 13., egyelés

Dunasziget, XP-71, fenyves, 1998. október 13., egyelés

Dunasziget, Hajós, XP-71, száradó öreg füzes, 1998. október 12., egyelés

Julus terrestris Linnaeus, 1758

Feketeerdő, Felső-erdő, XN-61, 1998. október 13., egyelés

Julus scandinavus Latzel, 1884

Dunasziget, XP-71, fenyves, 1998. október 13., egyelés

Dunasziget, Hajós, XP-71, száradó öreg füzes, 1998. október 12., egyelés

Leptoiulus proximus (Nemec, 1896)

Dunasziget, XP-71, fenyves, 1998. október 13., egyelés

Cylindroiulus boleti (C. L. Koch, 1847)

Feketeerdő, Felső-erdő, XN-61, 1998. október 13., egyelés

Feketeerdő, Lóvári-erdő, XN-61, 1998. október 13., egyelés

Dunasziget, XP-71, fenyves, 1998. október 13., egyelés

3. POLYDESMIDA

Brachydesmus superus Latzel, 1884

Dunasziget, Hajós, XP-71, öreg száradó füzes, 1998. október 12., egyelés

Feketeerdő, Lóvári-erdő, XN-61, 1998. október 13., egyelés
Brachydesmus sp.

Feketeerdő, Felső-erdő, XN-61, 1998. október 13., egyelés

Győrzámoly, Patkányospuszta, XN-99, száradó öreg füzes, 1998. október 13., egyelés

Polydesmus complanatus (Linnaeus, 1761)

Feketeerdő, Felső-erdő, XN-61, 1998. október 13., egyelés

Feketeerdő, Lóvári-erdő, XN-61, 1998. október 13., egyelés

Győrzámoly, Patkányospuszta, XN-99, száradó öreg füzes, 1998. október 13., egyelés

Dunasziget, XP-71, fenyves, 1998. október 13., egyelés

Dunasziget, Hajós, XP-71, öreg száradó füzes, 1998. október 12., egyelés

Polydesmus denticulatus C. L. Koch, 1847

Győrzámoly, Patkányospuszta, XN-99, száradó öreg füzes, 1998. október 13., egyelés

Feketeerdő, Felső-erdő, XN-61, 1998. október 13., egyelés

Az egyes élőhelyek szerinti csoportosítás az alábbi jellemző ikerszelvényes-közösségeket adta:

A) Nedves fehér füzes (Nagybajcs)

Craspedosoma rawlinsii

Julus terrestris

Polydesmus complanatus

Brachydesmus sp.

B) Száradó öreg füzes (Dunasziget-Hajós, Győrzámoly)

Craspedosoma rawlinsii

Nemasoma varicorne

Julus scandinavicus

Brachydesmus superus

Brachydesmus sp.

Polydesmus complanatus

Polydesmus denticulatus

C) Zavart keményfaliget (Dunasziget, Sülyi-sziget)

Craspedosoma rawlinsii

Polydesmus complanatus

Polydesmus denticulatus

D) Keményfaliget (Feketeerdő, Derék-erdő)

Craspedosoma rawlinsii

Haasea flavescens

Julus terrestris

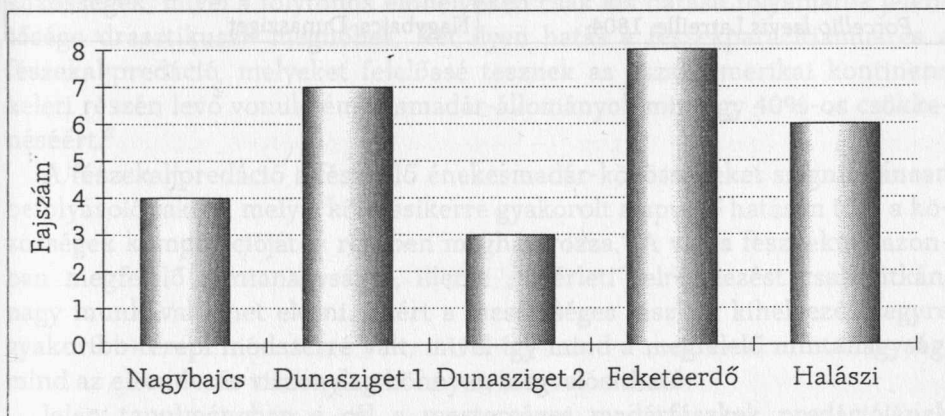
Cylindroiulus boleti
Brachydesmus superus
Brachydesmus sp.
Polydesmus complanatus
Polydesmus denticulatus

E) Fenyves (Dunasziget)

Mastigona bosniensis
Nemasoma varicorne
Julus scandinavus
Leptoiulus proximus
Cylindroiulus boleti
Polydesmus complanatus

1. ábra

Az egyes élőhelyeken eddig kimutatott ikerszelvényesek fajszáma



Ászkarák (Isopoda: Oniscidea)

Eddigi eredményeink alapján a 3. táblázatban felsorolt fajok (7) kerültek elő a vizsgált élőhelyekről.

Az eredményekből kitűnik, hogy az árterek jellemző *Isopoda* fajai a *Hylo-niscus riparius*, a *Porcellium collicola*, a *Porcellio laevis* és a közelebből meghatározatlan *Haplophtalmus* faj. Ezek egyben a legszűkebb ökológiai valenciájú fajok is. Az *Armadillidium vulgare* – tekintet nélkül a terület vízellátottságára – nyílt társulásokban fordul elő (homoki ligetes erdő, láprét). Széles tűrőképességű, invázív fajként ismert. A *Trachelipus nodulosus* és a *T. rathkii* fajok elterjedése átfedhet (ez más, korábbi vizsgálatokból ismert), de finomabb skálán, heteromorf élőhelyekről származó adatok alapján ki-derül, hogy a kettő közül a *T. nodulosus* a szárazságtűrőbb, míg a *T. rathkii* nedvességtűrőbb.

3. táblázat

Ászkarákok a vizsgált élőhelyeken

ISOPODA: ONISCIDEA	LELŐHELYEK
fam. Trichoniscidae <i>Hyloniscus riparius</i> (C. L. Koch, 1838)	Maros-ártér, Nagybjacs, Dunasziget
<i>Haplophthalmus</i> sp.	Maros-ártér
fam. Armadillididae <i>Armadillidium vulgare</i> (Latreille, 1804)	Maros-ártér, Ásotthalom: „Emlékerdő”, Zsombó, Szeged-Dorozsma: „Nagyszék”
fam. Porcellionidae <i>Trachelipus ratkii</i> (Brandt, 1833)	Maros-ártér, Nagybjacs, Dunasziget, Zsombó, Szeged-Dorozsma: „Nagyszék”
<i>T. nodulosus</i> (C. L. Koch, 1838)	Maros-ártér, Ásotthalom: „Emlékerdő”, Bugac: Nagyrét
<i>Porcellium collicola</i> (Verhoeff, 1907)	Maros-ártér, Dunasziget
<i>Porcellio laevis</i> Latreille, 1804	Nagybjacs, Dunasziget

A fészkekaljpredáció kísérletes vizsgálata

Az élőhely-fragmentáció hatására megnő a kisméretű foltok (ökológiai izolátumok) és a szegélyek aránya a tájban.¹ E változások nyomán nemcsak kis térskálán, hanem akár kontinentális léptékben átrendeződhetnek a madárközösségek, mivel a folytonos élőhelyeken csak kis hatású folyamatok jelentősége drasztikusan megnőhet. Két ilyen hatás a fészkeparazitizmus és a fészkekaljpredáció, melyeket felelőssé tesznek az észak-amerikai kontinens keleti részén levő vonuló énekesmadár-állományok mintegy 40%-os csökkenéséért.²

A fészkekaljpredáció a fészkelő énekesmadár-közösségeket szignifikánsan befolyásoló faktor, mely a költéssikerre gyakorolt alapvető hatásán túl,³ a közösségek kompozícióját is részben meghatározza.⁴ A valós fészkeknél azonban megfelelő mintanagyságot, illetve „kísérleti” elrendezést csak ritkán, nagy munkával lehet elérni. Ezért a mesterséges fészkek kihelyezése egyre gyakoribb terepi módszerré vált, mivel így mind a megfelelő mintanagyság, mind az elrendezés viszonylag könnyen megvalósítható.

Jelen tanulmányban a cél a mesterséges madárfészkek predációjának komparatív elemzése volt a Velencei-tó nádszigetein.

1 Báldi A.: Élőhelyek fragmentálódásának hatása állatközösségekre. *Természetvédelmi Közlemények*, 1996. 3-4. 103-112.

2 Gates, J. E. - Gysel, L. W.: Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. *Ecology*, 1978. 59. 871-883.; Brittingham, M. C. - Temple, S. A.: Have cowbirds caused forest songbirds to decline? *Bioscience*, 1983. 33. 31-35.; Wilcove, D. S.: Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology*, 1985. 66. 1211-1214.

3 Martin, T. E.: Avian life history evolution in relation to nest sites, nest predation, and food. *Ecol. Monogr.*, 1995. 65. 101-127.

4 Martin, T. E.: Processes organizing open-nesting bird assemblages: competition or nest predation? *Evolut. Ecol.*, 1988. 2. 37-50.; Sieving, K. E. - Willson, M. F.: Nest predation and avian species diversity in northwestern forest understory. *Ecology*, 1998. 79. 2391-2402.

Null-hipotézis: Kisméretű élőhelyfoltokban és élőhelyszegélyekben a fészekpredációs ráta nagyobb, mint nagy foltokban és belső élőhelyeken.⁵

Alternatív hipotézis: A fészekpredációs ráta nem nagyobb a szegélyekben, illetve a kis foltokban, mint a belső élőhelyeken.

Üzsgálati terület és módszerek

A vizsgálati terület a Velencei-tó nyugati medencéje volt.⁶ A kísérlet során a nádirigó (*Acrocephalus arundinaceus*) fészket utánzó mesterséges fészkeket helyeztem ki különböző méretű nádoltokba a Velencei-tavon. Három diszjunkt nádszigetméret-kategóriát különítettem el, 12, 4 és 4 nádszigettel a kicsei (terület = $571 \pm 551 \text{ m}^2$), a közepes (terület = $4925 \pm 1563 \text{ m}^2$) és a nagy (terület = $70\,475 \pm 52\,608 \text{ m}^2$) szigetkategóriában. Mindegyik kategóriában 22-22 mesterséges fészket helyeztem ki, egy fűrj- és egy gyurmatojással. A fészkekforma csirkehálóból készült és száraz fűvel, nádvirágzattal lett bélelve. A fészkeket minden esetben a nádszegélybe helyeztem, részben azért, mert így a kis és nagy szigetek eltérő szegély/belső arányából adódó torzításokat kikerültem, részben azért, mert a nádirigó – a megcélzott faj – szinte kizárólag a szegélyben fészkel.⁷ A kísérlet 12 napig tartott, ami körülbelül a kotlási idő hosszának felel meg.

Eredmények

A három méretkategória predációs rátái (lásd 1. táblázat) között G homogenitástesztrel nem lehetett szignifikáns különbséget kimutatni ($G_{\text{adj}} = 4,334$, D.f. = 2, $P > 0,05$). A legnagyobb pusztulást a várakozással ellentétben a kö-

5 Paton, P. W. C.: The effect of edge on avian nest success: how strong is the evidence? *Conserv. Biol.*, 1994. 8. 17–26.; Andrén, H.: Effects of landscape composition on predation rates at habitat edges. In Hansson, L. – Fahrig, L. – Merriam, G. (eds.): *Mosaic landscapes and ecological processes*. London, 1995, Chapman & Hall, 225–255.; Hartley, M. J. – Hunter, M. L. Jr.: A meta-analysis of forest cover, edge effect and artificial nest predation rates. *Conservation Biology*, 1998. 12. 465–469.

6 A vizsgált terület leírását lásd: Báldi A. – Kisbenedek T.: Species-specific distribution of reed-nesting passerine birds across reed-bed edges: effects of spatial scale and edge type. *Acta zool. hung.*, 1998. 44.; Báldi A. – Kisbenedek T.: Factors influencing the occurrence of Great White Egret (*Egretta alba*), Mallard (*Anas platyrhynchos*), Marsh Harrier (*Circus aeruginosus*), and Coot (*Fulica atra*) in the reed archipelago of Lake Velence, Hungary. *Ecology* (Bratislava), 1998.

7 Csörgő T.: Madarak. In Vászrhelyi T. (szerk.). *A nádasok állatvilága*. Budapest, 1995, Magyar Természettudományi Múzeum, 98–105.

zepes méretű szigetekeken tapasztaltam, a legkisebbet pedig a nagyméretű szigetekeken, mely ráták között szignifikáns különbséget találtam (lásd 2. táblázat). A kis szigetek predációs rátája a két érték között volt.

1. táblázat

A különböző méretű nádszigetekeken talált fészekaljpredációs ráták (Mayfield-módszer)

Szigetméret	Fészkek száma	Napi predációs ráta
Kis sziget	22	0,041
Közepes sziget	22	0,057
Nagy sziget	22	0,021

2. táblázat

A különböző méretű nádszigetekeken talált fészekaljpredációs ráták összevetése

Szigetméretek	z	P
Kis sziget – közepes sziget	0,838	NS
Közepes sziget – nagy sziget	2,116	P > 0,05
Kis sziget – nagy sziget	1,314	NS

Értékelés

A kapott eredmények alapján a null-hipotézist elvetettem, mivel nem a legkisebb szigetekeken volt a legnagyobb a predációs ráta. Ezzel a kísérletsorozattal párhuzamosan vizsgáltam a nádasszegélybe és belső nádasba helyezett fészkek predációs rátáját, és különbséget ott sem találtam. A Velencei-tó nyugati medencéjében tehát a predációs ráta nem függ a szegélytől és a szigetmérettől.

A null-hipotézis elvetésének két feltételezhető oka van:

1. A vizsgálatok túlnyomó részét erdőfoltokban végezték, amelyeket mezőgazdasági terület vett körül. A kevés számú mocsári élőhelyen végzett vizsgálat közül egy észak-amerikai tanulmány⁸ a vízmélységet tartotta a legjelentősebb tényezőnek, mely befolyásolta a predációs rátát, mivel számos potenciális predátor, például a rágcásók, kiszorulnak az ilyen helyekről. Ez az okoskodás magyarázhatja az általam kapott mintázatot is, mivel a vizsgálá-

⁸ Jobin, B. – Picman, J.: Factors affecting predation on artificial nests in marshes. *J. Wildl. Manage.*, 1997. 61. 792–800.

lati területen a nádszegélyek az úszóláp szélét jelentik, azaz mély víz (> 1 m) mellett találhatók.

2. Más megfigyeléseim azonban arra hívták fel a figyelmet, hogy a predált fészkek egymáshoz közel találhatók, ami inkább egy vagy néhány predátoregyed szegélytől és szigetmérettől független fészekkeresési vadászstratégiájára utal. Ez valószínűleg szarkákat (*Pica pica*) jelent, melyek csőrnyomát több gyurmatozásban is megtaláltam.

A fészkaljpredáció vizsgálata azért lényeges, mert ezzel lehetőség nyílik arra, hogy a nádi énekesmadarak előfordulásakor kapott szignifikáns szegélypreferencia⁹ egyik legfontosabb potenciális háttérmechanizmusát azonosíthassuk. További vizsgálatoknak kell a táplálékkínálat mintázatát is feltárni, majd a két tényező, ti. a predáció és a táplálék fontossági viszonyát meghatározni.

9 Báldi A. – Kisbenedek T.: i. m.

Táplálékkínálat és forrás- kihasználás kölcsönhatásának vizsgálata a töviszúró gébicsen

Feltételezésünk szerint a töviszúró gébics egyik legfontosabb táplálékát a rovarokon belül az egyenesszárnýú fajok alkotják. Az egyenesszárnýú-közöségek változásait grádiensek mentén (különbözö szerkezetű gyepfoltokban), illetve kaszált és kaszálatlan foltokban a töviszúró gébics táplálékkereső viselkedésének megváltozásával követi.

A nyár eleji egyszeri kaszálás után lényeges változás következik be a gébicsiek foltlátogatási mintázatában: várhatóan a távolabbi, de több táplálékot tartalmazó foltokat fogják választani, ahol az egyenesszárnýúak denzitása magasabb.

1. A táplálkozóhely-preferencia és a fűkaszálás kapcsolata.

A Budai Tájvédelmi Körzet Nagykovácsi mellett elterülő rétjén a fű kaszálása folytán a töviszúró gébicsiek territóriumaiiban kaszált és nem kaszált térrészek keletkeznek. Ezekben a térrészekben vizsgáltuk a kaszálás hatására fellépő változásokat a területek rovarfaunájának gazdagságában, valamint a gébicsiek táplálékkereső viselkedésében.

2. A táplálékfeltűzés hatása a gébicsiek térhasználatára és fiókáik növekedésére.

A gébicsiek a környezetükben pillanatnyilag rendelkezésre álló táplálék mellett az általuk tárolt táplálék felhasználásával is gazdálkodhatnak. A nagy élelembőség idején elejtett rovarok és kisemlősök egy részét nem fogyasztják el, hanem ezeket töviseken tárolják. Az így létrehozott tápláléktartalékot a későbbiekben a kisebb rovaraktivitással jellemezhető napszakokban használják fel. A feltűzött táplálék mennyisége kísérletileg könnyen manipulálható.

Módszerek

A gébicsiek megfigyelésére 1,2 gramm tömegű rádióadókat rögzítettünk a madarak farktollaira. Az adókat a megfigyelt madarak 2-3 nap alatt eltávolították, ezért a továbbiakban a kaszált és nem kaszált térrész határán fészkelő párok táplálékkereső viselkedését vizuális megfigyelésekkel követtük.

Az egyes táplálékszerzések helyének távolságát lézeres távmérővel, irányát pedig iránytűvel határoztuk meg. Az így nyert szög- és távolságadatok segítségével a fészektől megtett távolság és a kaszált, illetve a nem kaszált térrész választása vizsgálhatóvá vált. Ezután a vadászati aktivitás eloszlását egybevetettük az egyes térrészek táplálékkínálatával.

A rovarok mintavételezését fűhálózással végeztük 10×10 méteres négyzetekben úgy, hogy mindegyik négyzetben 15 percet töltöttünk fűhálózással, és 300 fűhálócsapást tettünk ez alatt az idő alatt. A fűhálózás tartama alatt a mintanégyzeten belül minden pontot legalább kétszer érintettünk. A rovarokat a rendek szintjéig határoztuk meg, míg az egyenesszárnnyúakat fajsztigig. Négy mintavételi ponton vettünk rovarmintákat, ezeket a továbbiakban „bokros”, „mező”, „kaszált”, illetve „nem kaszált” névvel jelöltük. A mintavételi pontok ugyanazon nagy kiterjedésű rét eltérő vegetációjú foltjait jelentették.

A kaszált és nem kaszált térrész határán elhelyezkedő gébicsfészkeknél – a kaszált és nem kaszált részen történő táplálékszerzés megfigyelése után – minden megfigyelési napon ötven fűhálócsapást végeztünk mindkét térrészen, és ezekben a mintákban összehasonlítottuk az 1 cm-nél nagyobb rovarok mennyiségét.

A feltűzött élelem jelenlétében és a kontrollidőszakokban lézeres távmérő és kompasz segítségével követtük a gébicssek táplálékkeresését. A feltűzött élelemmel ellátott fészkeknél a feltűzéssel ellátott időszakot tekintettük manipulált időszakknak, feltűzött élelem hiányában pedig kontrollidőszakknak. Lézeres távmérő és elektronikus tájoló segítségével rögzítettük a két időszakban a táplálkozási kísérletek pontos helyét. A bokros területen található kísérleti fészkeknél környezetében szintén vettünk rovarmintákat, valamint a bokros terület melletti mezőn is.

Az adatok elemzése során diverzitási rendezést¹ alkalmaztunk az egyes területek rovargazdagságának összehasonlítására. A diverzitási rendezések alkalmazása azért ajánlatos rovarközösségek diverzitásainak összehasonlításánál, mert az nem helyez hangsúlyt sem a ritka fajok, sem a domináns fajok előfordulására a közösségben. Így két rovarközösség diverzitása csak akkor rendezhető, ha a diverzitási profiljuk nem metszi egymást. Amennyiben metszi egymást a két görbe, akkor a metszésponttól balra elhelyezkedő görbérészek a ritka fajok diverzitásáról tájékoztatnak, míg a metszésponttól jobbra elhelyezkedők a domináns fajok diverzitásáról.

1 Tóthmérész B.: *Diverzitási rendezések*. Budapest, 1997, Scientia Kiadó.

Eredmények

A fogott rovarok egyedszáma a *Homopterák* és az *Orthopterák* között bonyult a legmagasabbnak, minden mintavételi pontban (lásd 1–5. ábra). Az első ábrán jól látható, hogy a nem kaszált területeken vett mintákban szinte minden rovarrendben magasabb az egyedszám, mint a kaszált területeken vett mintákban. A „bokros” területen alacsonyabb volt az egyes rendekben a fogott egyedszám, mint a szomszédos mezőn (lásd 4–5. ábra). 13 egyenesszárnyúfajt fogtunk a vizsgálati időszak alatt. Minden egyenesszárnyú-közösségben ugyanaz az egyenesszárnyú faj, a közönséges rétisáska (*Chortippus parallelus*) dominált 0,46–0,79% értékek között. Az egyenesszárnyúak legmagasabb száma a „mező” területen volt (8. ábra). A nem kaszált és a bokros területen nagyjából egyező egyedszámot fogtunk, míg a legalacsonyabb egyedszámot a kaszált területeken vett mintákban találtuk.

A kaszált és a nem kaszált területek egyenesszárnyú-közösségének diverzitását nem lehetett rendezni, mivel a diverzitásegyenletek metszik egymást (lásd 9. ábra). A bokros terület egyenesszárnyú-közössége diverzebb, mint a mező egyenesszárnyú-közösségé. A mezőnek nevezett területen a rovarközösségek is nagyobb diverzitást mutatnak (lásd 6–7. ábra). Az egyenesszárnyú-közösségektől eltérően a rovarrendek nagyobb diverzitást mutatnak a nem kaszált területen.

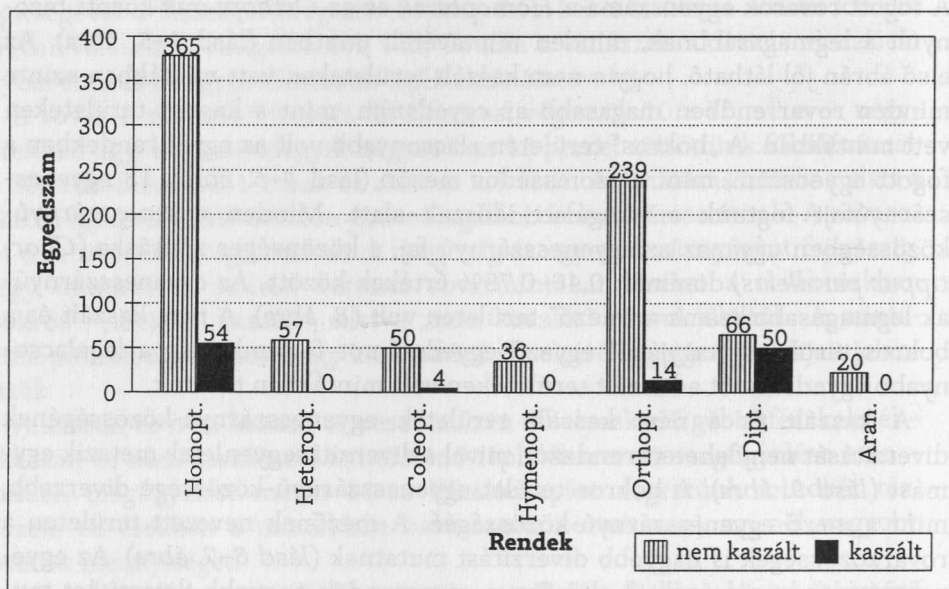
A 10. ábrán jól megfigyelhető, hogy a kaszált és nem kaszált terület határán fészkelő gébicsek szignifikánsan nagyobb mértékben látogatják a nem kaszált részeket [Chi-négyzet teszt ($\chi^2 = 8,652$, $df = 1$, $P < 0,005$)]. Ez a választás jó egyezést mutat az itt vett mintákban tapasztalt magasabb rovar- és *Orthoptera*-egyedszámmal. Az egyes megfigyelések után gyűjtött rovarmintákban az 1 centiméter feletti rovarok száma szintén szignifikánsan magasabb a nem kaszált térrészen ($\chi^2 = 38,173$, $df = 1$, $P < 0,001$).

A 11. ábra egy megfigyelési napon a feltűzéssel manipulált és a kontrollidőszakban használt terület nagyságát mutatja. Jól látható, hogy a manipulált időszakban a feltűzött táplálék jelenlétében a töviszúró gébicsek kevesebb pontot látogattak meg, és territóriumuk kisebb részét használták vadászatra, mint a kontrollidőszakban.

Ez a kísérleti fészkalj a bokros terület és a mező határától mintegy 20 méterre helyezkedett el, de a mező gazdagabb rovarkínálata ellenére a madarak vadászata főleg a bokros térrészen belül történt. Ebben valószínűleg szerepet játszik az a tény, hogy gyakran légi elfogásokat végeztek a gébicsek, azaz a gyepszint esetleges táplálékellátottsági különbségeit kiegyenlíthette a repülő rovarok hasonló aránya. Egyes rovarfajok rajzásakor (pl. gabonafutrínkák) a légi elfogások tették ki a vadászati kísérletek többségét, és a rajzó rovarok számára a Nagykovácsi-rét kisebb térskálán jelentkező heterogenitása valószínűleg nem jelent térbeli korlátozó tényezőt.

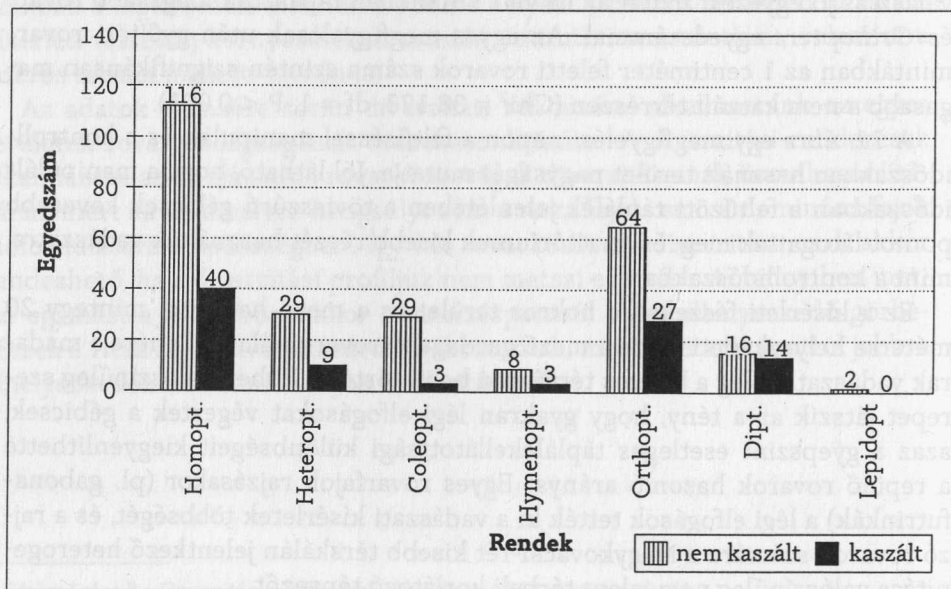
1. ábra

Rovarak egyedszáma kaszált, nem kaszált területeken, 07. 09.



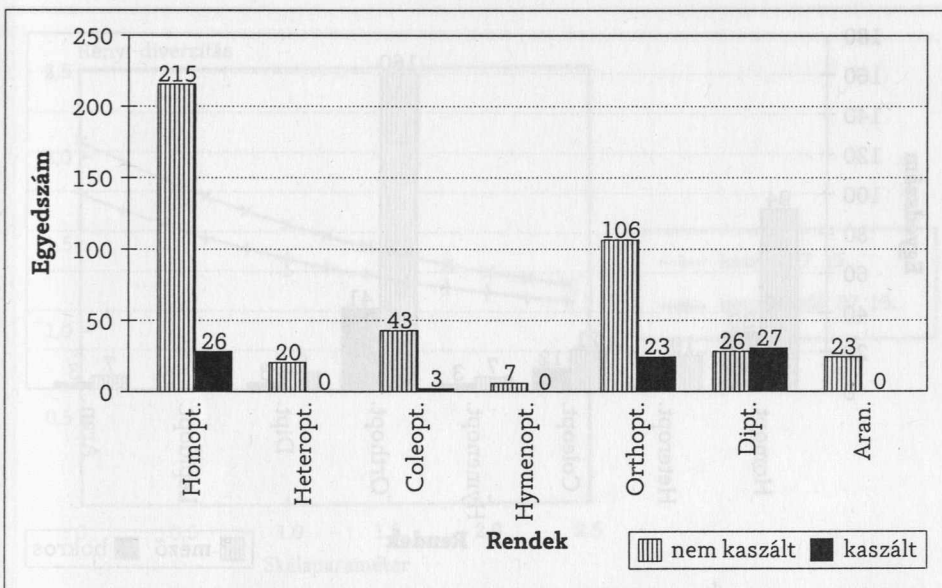
2. ábra

Rovarak egyedszáma kaszált, nem kaszált területeken, 07. 15.



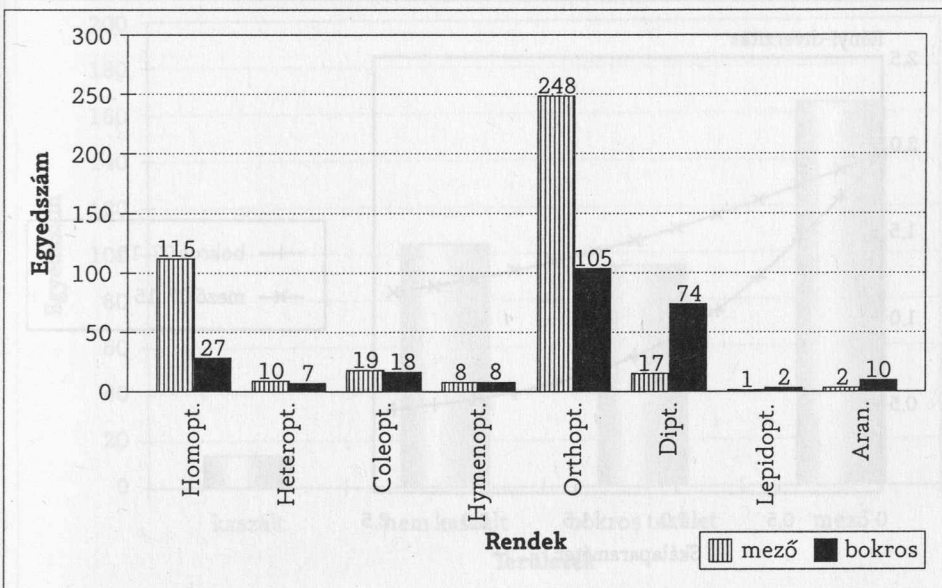
3. ábra

Rovarak egyedszáma kaszált, nem kaszált területeken, 07. 21.



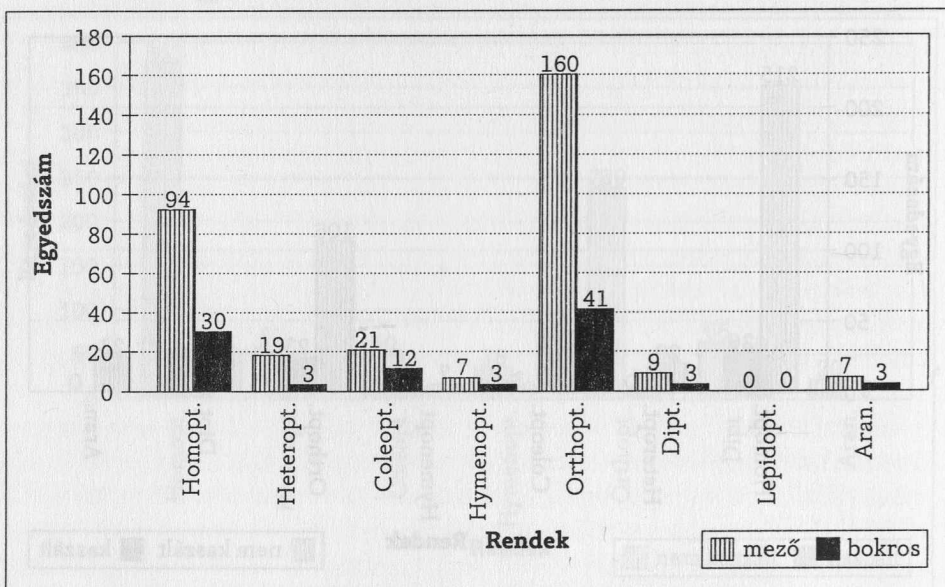
4. ábra

Rovarak egyedszáma mezőn és bokros területen, 07. 09.



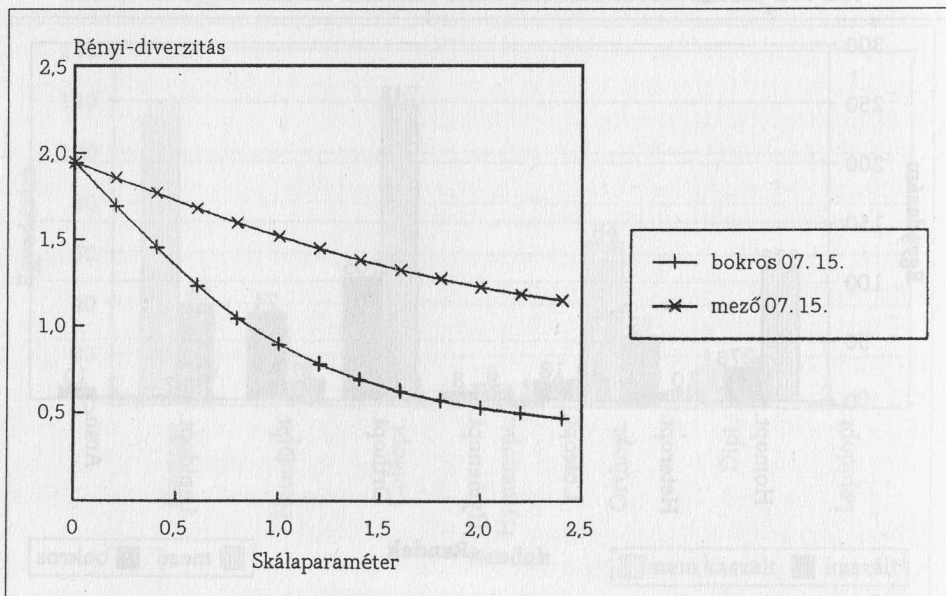
5. ábra

Rovarok egyedszáma mezőn és bokros területen, 07. 15.



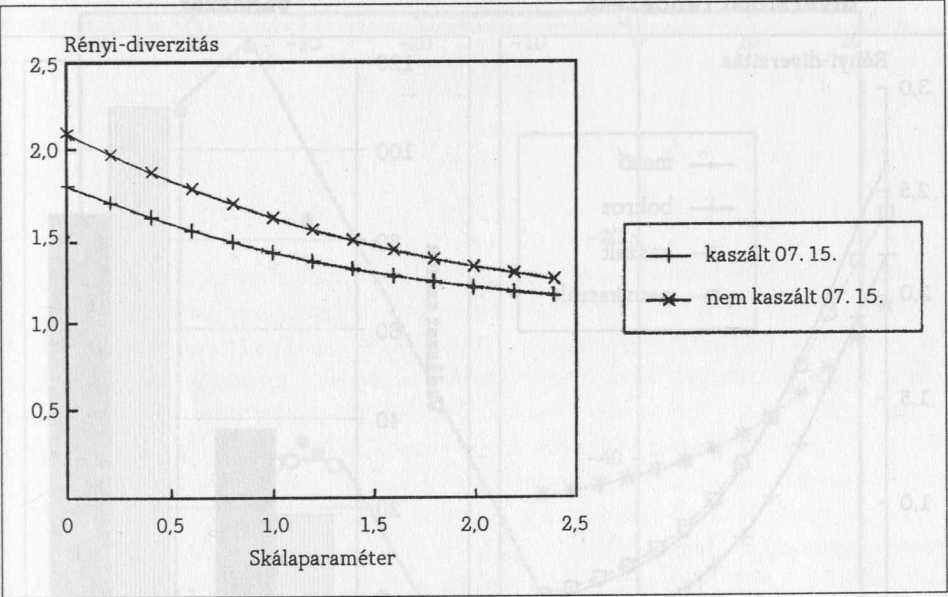
6. ábra

Rovarrendek diverzitási rendezése bokros és mezőterületeken



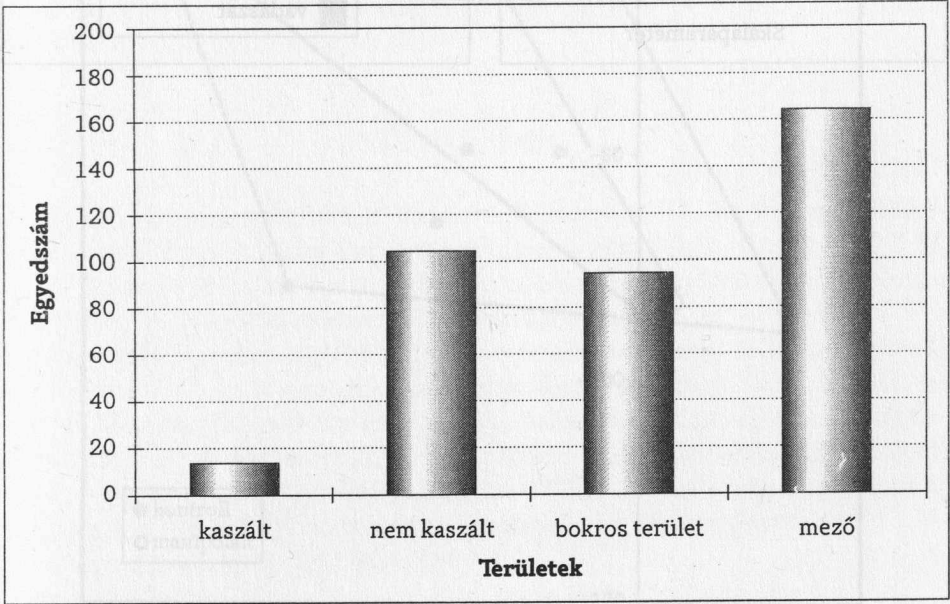
7. ábra

Rovarrendek diverzitási rendezése kaszált és nem kaszált területeken



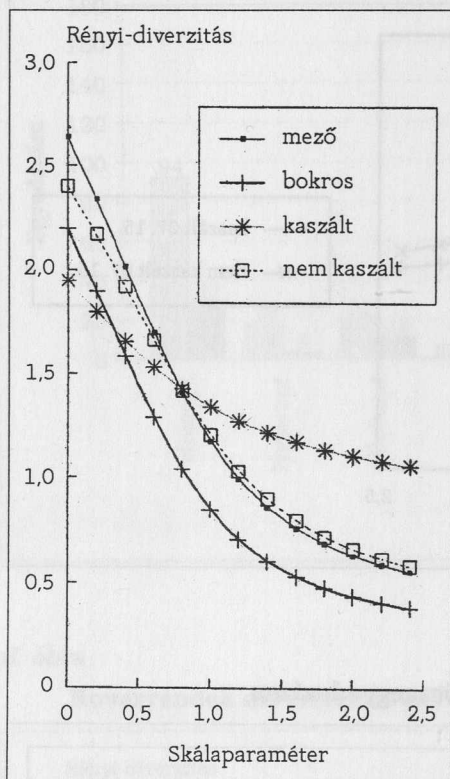
8. ábra

Egyenesszárnyúak összegyedszáma



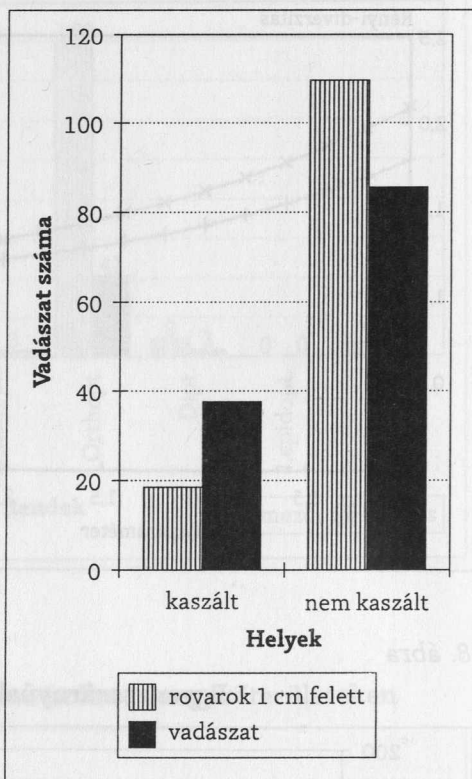
9. ábra

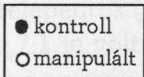
Egyenesszárnyú-közösségek diverzitási rendezése



10. ábra

Táplálékkínálat-követő vadászat





A kakukk költésparazitizmusának vizsgálata a nádirigón

A kutatás célja, hogy a nádirigó (*Acrocephalus arundinaceus*) és a kakukk (*Cuculus canorus*) madárfajok magyarországi populációin a költésparazitizmus összefüggéseit feltárja. Ennek alapja, hogy Magyarországon a sík területek fő kakukkgazdája a nádirigó. Ez majdnem kizárólagosan magyar sajátosság, mivel a nádirigó – a Palearktiszbán – általában csak másodlagos kakukkgazda (pl. Csehország), illetve egyáltalán nem parazitálja a kakukk (pl. Görögország, Svédország). Japánban a kékszarka (*Cyanopysca cyanus*) és a japán gébics (*Lanius bucephalus*) mellett azonban jelentős kakukkgazda. Molnár B. kutatásaiból tudjuk,¹ hogy a magyar nádirigóknál a kakukk tojás-mimikrije igen fejlett, valószínűleg foltos tojások esetében itt a legmagasabb fokú a mimikri, ennél csak a tiszta világoskék – ún. kerti rozsdafarkú (*Phoenicurus phoenicurus*) – típusú tojások mimikrije tökéletesebb. A kutatási program keretében Marcel Honza (Brno) cseh kutatóval összehasonlítottuk a csehországi eredményeket a magyarországiakkal. A csehországi eredmények egy részét már nyilvánosságra hozták, így eredményeink jól összehasonlíthatók a cseh eredményekkel.

Kutatási terület

A kutatás Magyarország középső részén, Budapesttől kb. 30-40 km-re délkeletre, Bugyi, Apaj és Kiskunlacháza települések környékén történt (47° 9' N, 19° 5' E) az 1998-as költési idényben. Itt a nádirigók 3-5 m széles, csatorna menti nádas- (*Phragmites australis*) sávokban fészkeltek. A nádirigók a 2-5 m magas nádas részeket foglalták el, a fejletlenebbeket nem. Először ott kezdtek fészkelni, ahol a tavaszi nádégetés után a leggyorsabban nőtt a nád. A tavalyról megmaradt, gyakran széltöréses nádfoltokat elkerülték. A legkeskenyebb nádrészeket is elkerülték, a minimális nádas sávszélesség 1 m volt, ahol megtelepedtek (átlag: 4,49 m, szórás: 1,12). A legszélesebb elfoglalt nádszegmens 7,1 m volt. A nádszegmenseket hetente kétszer ellenőriztük, a fé-

¹ Molnár B.: The Cuckoo in the Hungarian Plain. *Aquila*, 1944. 51. 100-112.

szeképitési és tojásrakási szakaszban pedig minden fészket naponta. A vizsgált nádassávok hossza kb. 8,7 km volt. A kakukkok a nádírigókat fészeképités közben rendszeresen figyelték a csatornákat szegélyező nyáras (*Populus*) fa-sorokról.

Eredmények és értékelésük

Összesen 103 olyan nádírigófészket találtunk, amelyben legalább egy nádírigó- vagy kakukktójas volt (1. táblázat).

1. táblázat

Kakukk-parazitáltsági szint magyarországi nádírigónál

Fészkealj	n	%
Nem parazitált	38	36,9
Parazitált	65	63,1
Összesen	103	100,0

A nádírigó-populáció parazitáltsági szintje igen magas volt. Ez nemcsak Európában, hanem az egész Palearktisz területén a kakukk esetében talált legmagasabb érték. Összehasonlításként közöljük a különböző kakukkgazdák-nál mért értékeket (lásd 2. táblázat):

2. táblázat

Főbb kakukkgazdák és parazitáltsági szintek

Gazdafaj	Régió	Fészekszám	Parazitált %	Forrás*
Kékszarka	Japán	146	57,5	Nakamura 1990
Nádírigó	Magyarország	374	50	Molnár 1944
	Japán	722	18	Nakamura 1990
Vörösbe	Franciaország	116	17	Blaise 1965
	Magyarország	2073	32	Varga 1994
Japán gébics	Japán	160	13	Nakamura 1990
Cserregő nádiposzáta	Németország	177	9	Moksnes & Riskaft 1987
	Anglia	4101	7,3	Brooke & Davies 1987
	Csehország	128	18	Moksnes et al. 1993
Réti pityer	Norvégia	341	7	Moksnes & Riskaft 1987
	Anglia	5331	2,7	Glue & Morgan 1984
Erdei szürkebe	Norvégia	357	2	Moksnes & Riskaft 1987
	Anglia	8564	1,5	Brooke & Davies 1987

* Feloldásukat lásd az irodalomjegyzékben.

Különösen magas volt a többszörös parazitizmus aránya, azaz egy fészeken egyenél több kakukktojás is előfordult (lásd 3. táblázat).

3. táblázat

Kakukktojások száma parazitált magyarországi nádirigófészkekben

Kakukktojások száma a parazitált fészkekben	Fészkek		Kakukktojások	
	n	%	n	%
1	40	61,5	40	41,7
2	20	30,8	40	41,7
3	4	6,2	15	12,5
4	1	1,5	4	4,1
Összesen	65	100,0	96	100,0

A legmagasabb kakukktojásszám egy fészeken 4 volt, de egy időpontban csak 3, mivel az egyiket egy kakukk eltávolította. A kakukk ugyanis, amikor a tojását becsempészi a gazda fészkébe, egy gazdatojást eltávolít, de ha már kakukktojás is van benne, akkor ebből is kidobhat, sőt kifejezetten előnyös ilyen választania a fiókák közötti kompetíció elkerülése végett. (A kakukktojás kotlási ideje kb. 2 nappal rövidebb, mint a nádirigóé, ezért a kakukkfiókák előbb kel ki a gazdafiókáknál, vagy pedig egyszerre kel ki azokkal. Így a gazda tojásait vagy fiókáit egy-két napon belül kidobhatja a fészekből. Ha két vagy több kakukkfiókák kb. egyszerre kel ki, akkor is csak egy marad a fészeken.)

Mivel a kutatás egyik célja az volt, hogy felmérje a nádirigó kakukk-parazitáltsági szintjét és a nádirigó-populáció válaszait a parazitizmusra, ezért külön megvizsgáltuk a parazitizmusra adható lehetséges válaszok gyakoriságát, a parazitizmus időpontjához viszonyítva (lásd 4. táblázat).

Érdekes, hogy a ritka tojáseltemetés jelentkezett itt is, mint a parazitizmus elleni védekező stratégia. Japánban Lotem A. et al. vizsgálatai szerint² a japán nádirigóknál is előfordult, kb. a parazitált fészkek 2,6%-ában, de csehországi adatok nincsenek, mivel itt a nádirigó viszonylag ritka fészkelő, s 19 fészekből csak egy volt parazitálva.³ Csehországban a cserregő nádiposzáta (*Acrocephalus scirpaceus*) a fő kakukkgazda, itt 19 parazitált fészeknél 11 esetben (57,9%) fordult elő tojáselfogadás, s 8 esetben (42,1%) tojáskidobás (ejekció).

² Lotem, A. – Nakamura, H. – Zahavi, A.: Constraints on egg discrimination and cuckoo-host co-evolution. *Anim. Behav.*, 1995. 49. 1185–1209.

³ Moksnes, A. – Riskaft, E. – Bicik, V. – Honza, M. – Řien, I. J.: Cuckoo *Cuculus canorus* parasitism on *Acrocephalus* Warblers in Southern Moravia in the Czech republic. *J. Orn.*, 1993. 134. 425–434.

4. táblázat

A parazitizmus időpontja az első gazdatojás lerakásához viszonyítva, a gazda választípusai szerint csoportosítva

Időpont	Gazda válasza				Kakukk által eltávolítva	Egyéb	Összesen	
	el-fogadás	dezer-tálás	ejekció	el-temetés			n	%
-1	1	0	0	0	0	0	1	1,0
0-2	14	14	3	2	0	2	35	36,5
3-6	15	1	7	0	3	0	26	27,1
7-9	3	0	1	0	1	0	5	5,2
Ismeretlen	20	2	1	0	1	1	25	26,1
Elhagyott fészek	0	3	0	0	0	0	3	3,1
Üres elhagyott fészek	0	0	0	0	0	1	1	1,0
Összesen (n)	53	20	12	2	5	4	96	
Összesen (%)	55,2	20,8	12,5	2,1	5,2	4,2	100,0	100,0

Az időpont, a fészek befejezésének napja, 0-nak van véve, s így az első gazdatojás lerakásának időpontja 1. A -1 jelentése: a fészek befejezése előtt 1 nappal, azaz az első gazdatojás megjelenése előtt 2 nappal.

A kakukktojás hasonlóságát a gazdafaj tojásaihoz (mimikri) a nemzetközileg elterjedt 5 fokozatú skálán lehet a legegyszerűbben mérni.⁴

1. Tökéletes mimikri. Ha a fészekaljat megvizsgáljuk, a kakukktojást színezete és mintázata alapján nehéz észrevenni, legfeljebb nagysága lehet eltérő.

2. Jó mimikri. A kakukktojás jól illeszkedik a gazda tojásaihoz, de kis különbségek mind a színezetben, mind pedig a mintázatban előfordulnak. Tüzetesebb vizsgálat során könnyen azonosítható a kakukktojás.

3. Közepes mimikri. A kakukktojás könnyen észrevehető a fészekalj vizsgálatánál, de vagy a színezete, vagy pedig a mintázata hasonló a gazdáéhoz.

4. Gyenge mimikri. A kakukktojás mind színezetében, mind pedig mintázatában eltér a gazdafaj tojásaitól.

5. Mimikri nélküli. A kakukktojás semmiben sem egyezik a gazdafaj tojásaival.

Ez a skála ugyan rejt magában némi szubjektivitást, a gyakorlatban jól működik, mivel viszonylag kis számú (5 db) kategóriát használ. Ennél pontosabb mimikri-értékelés csak számítógépes analízissel, mintázatelemző programmal lehetséges. Ennek esetleges jövőbeli alkalmazási lehetősége adott a mi adatsorunk esetén, mivel a tojásokat Kodak Grey Card mellett fényképeztük le színes diafilmre. A diák felmásolása Kodak Photo CD formátumban

4 Harrison, C. O. J.: Egg mimicry in British Cuckoos. *Bird Study*, 1968. 15. 22-28.; Moksnes, A. - Roskaft, E. - Bicik, V. - Honza, M. - Rien, I. J.: i. m.

technikailag könnyen megoldható lenne, de az első kutatási év rámutatott, hogy a fényképek expozíciójánál és előhívásánál tapasztalható kis különbségek igen jelentős és bonyolult kalibrációt igényelnek, amelyet csak speciális esetekben érdemes elvégezni.

A magyar és a cseh kakukktojások összehasonlításánál kitűnt, hogy Magyarországon az 5 fokozatú skála minden fokozatában találtunk kakukktojást, tehát még tökéletes mimikrit is, de Csehországban csak a 3–5 fokozatban voltak kakukktojások. Ez rávilágít, hogy a kakukk tojásmimikrije Magyarországon sokkal fejlettebb, mint a Csehországban találtaké.

Nagyon hasznosnak bizonyult a cseh adatokkal való összevetés még a gazdamadarak fészkelési sajátosságainak vizsgálatánál is. Řien I. J. et al. kimutatta,⁵ hogy a cseh cserregő nádiposzták parazitáltsági szintje összefügg azzal, hogy a gazdafaj fészke közelében van-e olyan fa, mely a kakukk figyelőfája lehet. A kakukktojók a fészkepítés fázisában rendszeresen figyelik az ilyen helyekről a fészkepítő gazdákat, s így a tojásrakás alatt, az időpontot pontosan betartva, a kakukktojó becsempészheti a tojását. Ha ez már a kotlás alatt történne, akkor az egy-két nappal kisebb kotlási igényű kakukktojásból már később kelne ki a kakukkfióka, s így a nagyobb gazdafiókákat már nem tudná kidobni. Magyarországon is tapasztaltuk a figyelőfa távolságának igen fontos szerepét a parazitáltsági szinteknél. Vizsgálataink alapján 50 m-ig még igen hatékonyan tudták a kakukkok figyelemmel kísérni a nádírigók fészkelését, de 75 m-es távolság után már szinte egyáltalán nem. A csehországi nádiposztáknál Řien I. J. et al. kimutatták, hogy antipredációs stratégiának értékelhető a cserregő nádiposztáknál az, hogy a fészkek a parazitizmus nagy kockázata esetén egymáshoz közelebb helyezkedtek el. A közelben fészkelő párok együttesen tudták így megtámadni a tojó kakukkokat. A mi nádírigóinknál ezt nem tapasztaltuk (ANOVA: $df = 2,53$, $F = 0,540$, $P = 0,586$). Ennek valószínű magyarázata, hogy a nádírigó nagyobb termetével eredményesebben támadhatja meg a kakukkot, mint a cserregő nádiposztáta.

Irodalom

- Blaise, M.: Contribution á l'étude de la reproduction du coucou gris *Cuculus canorus* dans le nord-est de la France. *L'Oiseau et R. F. O.*, 1965. 35. 87–116.
- Brooke, M. de L. – Davies, N. B.: Recent changes in host usage by cuckoos *Cuculus canorus* in Britain. *J. Anim. Ecol.*, 1987. 56. 873–883.
- Glue, D. – Morgan, R.: Cuckoo hosts in Britain. *BTO News*, 1984. 134. 5.

⁵ Řien, I. J. – Honza, M. – Moksnes, A. – Riskaft, E.: The risk of parasitism in relation to the distance from reed warbler nests to cuckoo perches. *J. Anim. Ecol.*, 1996. 65. 147–153.

- Moksnes, A. – Riskaft, E.: Cuckoo host interactions in Norwegian mountain areas. *Ornis Scand.*, 1987. 18. 168–172.
- Moksnes, A. – Riskaft, E. – Bicik, V. – Honza, M. – Řien, I. J.: Cuckoo *Cuculus canorus* parasitism on *Acrocephalus* Warblers in Southern Moravia in the Czech republic. *J. Orn.*, 1993. 134. 425–434.
- Molnár B.: The Cuckoo in the Hungarian Plain. *Aquila*, 1944. 51. 100–112.
- Nakamura, H.: Brood parasitism by the cuckoo *Cuculus canorus* in Japan and the start of a new parasitism on the azure-winged magpie. *Japan. J. Ornithol.*, 1990. 39. 1–18.
- Varga F.: Cuckoo observations around the source of the River Zagyva. Salgótarján, 1994, Hungary.

Idő- és términtázatok elemzése, ökológiai skálázás terresztris gerinctelen állatközösségekben

Az egyes gerinctelen állatközösségek tér-idő mintázatának vizsgálata, valamint ezen mintázatok valószínűsíthető háttérváltozóinak feltárása az ökológiai kutatások izgalmas témája. Különösen érdekes, ha különböző mérettartományba tartozó vagy azonos mérettartományon belül különböző mozgékonyaságú csoportokkal állunk szemben. Ilyen jellegű kutatások során elkerülhetetlen, hogy ne találkozzunk a célpopulációink, közösségeink skálázóképeségének, skálaérzékenységének problematikájával: milyen módon képezik le vizsgálati objektumaink, ökológiai környezetük szembetűnő tér- és/vagy időbeni heteromorfiáját?

A vizsgálatok célja volt különböző típusú élőhelyek *Collembola*, *Isopoda* és *Gastropoda* együtteseire faj- és egyedszámeloszlásainak összevetése a háttérváltozók (pl. növényzeti, talajjellemzők) heteromorfiájával.

Vizsgált élőhelyek és módszerek

1. Szeged-dorozsmai Nagyszék szikes-löszhát komplexe (*Gastropoda*, *Isopoda*).

2. Ásotthalom „Csodarét” növényzeti zónáinak komplexe (*Gastropoda*, *Isopoda*).

Az epedafikus *Collembola* fauna mintavételezését a belsőbárándi mintaterületen folytattuk. Az öt, különbözően degradáltnak tekintett területen állandó kitelepítésű, speciálisan két talajszinten működtethető, dupla Barber-csapdákat raktunk le. Minden mintaterületen 100 darab csapda működött vonalas elrendezésben. A kitelepítés a növényzeti mintavételezéssel párhuzamosan, illetve a mikrovadrátok helyén történt, hogy a növényzet szünmorfológiai vizsgálatával közvetlenül összehasonlítható legyen.

Az euedafikus *Collembola* fauna mintavételezésére a besüllyesztett Barber-csapdák talaját használtuk föl. A talajfuttató berendezéssel egyszerre 200 darab talajmintát tudtunk kifuttatni, összesen pedig 700 talajmintát vettünk.

Eredmények

A különbözően degradált területek *Collembola* faunái a fajokban jellegzetes módon eltérnek egymástól. Ugyanakkor azonos fajok jelenléte is kimutatható a közeli mezőgazdasági területek és az erősen degradált gyepek között.

A términtázat-analízis információstatisztikai eredményei azt mutatják, hogy az öt különbözően degradált területen a szünkretikus függvények karakterisztikus pontjai között különbséget találtunk, miszerint a degradáltság növekedésével – melyet mind a növényzeten keresztül, mind a talaj különböző paraméterei segítségével mutattunk ki – növekednek a karakterisztikus skálapontok.

1. A szikeslőszhát-komplexum növényzeti zónái:

Potentillo-Festucetum pseudovinae (lőszhát [1])

Lepidio-Camphorosmetum annuae (szikes [2])

Lepidio-Puccinellietum limosae (szikes [3])

A talált fajok:

Isopoda (*Oniscidea*)

Armadillidium vulgare (1, 2, 3)

Trachelipus rathkii (1, 2, 3)

Gastropoda

Truncatellina cylindrica (1)

Pupilla muscorum (2, 3)

Vallonia enniensis (2, 3)

Succinea oblonga (2, 3)

Monacha cartusiana (1, 2, 3)

Condrula tridens (1)

Helicopsis striata (1)

Minőségi oldalról kitűnik, hogy a fajpopulációk közül csak a csigák tettek különbséget valamilyen szinten: tájegységleptékben, azaz éles, fajszerű különbségek vannak a szikes és lőszhát vonatkozásában. Azonban ha a mennyiségi adatokat is hozzárendeljük az egyes taxonokhoz, kiderül, hogy az ászkarákok abundanciájukban tükrözik az egyes tájelemek, sőt a szikesen belül a növényzeti zónák adta heteromorfiát: a legmagasabb abundanciát a legkedvezőbb mikroklimájú, legsűrűbb, legmagasabb növényzeti foltokat jelentő *Lepidio-Puccinellietum limosae* foltokban tapasztaltuk.

2. Az átoszthalmi „Csodarét” növényzeti zónáinak komplexe:

1. *Astragalo-Festucetum rupicolae* – száraz,

2. *Cryspogono-Caricetum humilis* – átmeneti,

3. *Salicetum rosmarinifoliae* – átmeneti,

4. *Succiso-Molinietum coerulae* – nedves,

5. *Scirpo-Phragmitetum* – nedves.

A talált fajok:

Isopoda (*Oniscidea*)

Armadillidium vulgare

Trachelipus ratkii

Gastropoda

Cochlicopa lubricella

Truncatellina cylindrica

Vertigo pygmaea

Granaria frumentum

Pupilla muscorum

Vallonia enniensis

Vallonia costata

Chondrula tridens

Succinea oblonga

Monacha cartusiana

Perforatella rubiginosa

Az egyes faji szintű populációk megjelenése és egyedszámoszlása alapján kitűnt, hogy

- az ászkarák az átmeneti és nedvesebb növényzeti foltokban domináltak, a két faj egyedszámoszlása eltér (→ eltérő minősítés!),
- a csigák eloszlása alapján három kategóriát lehetett elkülöníteni:
 - a) minden növényzeti zónában előforduló fajok (a rel. nagy testű, nagyobb mozgékonyaságú fajok): *Monacha cartusiana*, *Chondrula tridens*,
 - b) nedves foltok fajai: *Vallonia enniensis*, *Succinea oblonga*, *Vertigo pygmaea*, *Cochlicopa lubrica*, *Perforatella rubiginosa*,
 - c) száraz folt faja: *Vallonia costata*.

Ó- és újvilági ribiszkeszitkár-populációk¹ feromonreakciójának összevetése²

Az ó- és újvilági lepkefauna számos faja került véletlen emberi behurcolás eredményeként más kontinensekre. Az idegen kontinensen sikeresen megtelepedett fajok esetében felmerül a kérdés, hogy az új környezetben megtartják-e eredeti tulajdonságaikat vagy mikroevolúciós folyamatok révén átalakulnak. Kártevő fajok esetében ez az evolúciós probléma gyakorlati konzekvenciákat is vonhat maga után: pl. rajzásmegfigyelésre alkalmazható-e az eredeti elterjedési területen élő populációkra kifejlesztett feromoncsapda?

E kettős kérdésfelvetés tanulmányozására a ribiszkeszitkárt szemeltük ki. A fajt a múlt század második felében hurcolták be őshazájából, Európából Észak-Amerikába, ahol hamarosan oly sikeresen megtelepedett, hogy a ribiszkeültetvények komoly kártevőjévé vált.

A ribiszkeszitkár nőtényei által termelt szex-feromon kémiai összetételét a világon elsőként egy Magyarországról származó populációból határoztuk meg.³ Párhuzamos, egymástól független hazai és holland vizsgálatok eredményeképpen derült fény arra, hogy a feromon-főkomponens [E2, Z13-oktadekatiénil acetát (E,Z-2, 13-18:Ac)] egyik pozíciós izomérje, a E,Z-3,13-18:Ac jelentős mértékben növeli a csapda fogását.⁴

A különböző kontinenseken emberi behurcolás révén megtelepedett ribiszkeszitkár-populációk esetleges feromon-polimorfizmusának vizsgálá-

1 *Synanthedon tipuliformis* Cl., *Lepidoptera*, *Sesiidae*.

2 A kutatási program címe: Természetes és agrárökoszisztémák különböző trofikus szintjein élő ízeltlábú állatok viselkedéskölögi kutatása.

3 Szőcs G. - Schwarz M. - Sziráki G. - Tóth M. - Klun, J. A - Leonhardt, B. A.: Sex pheromone of the female currant borer, *Synanthedon tipuliformis*: Identification and field evaluation. *Entomol. Exp. Appl.*, 1985. 39. 131-133.

4 Priesner, E. - Dobler, G. - Voerman, S.: Synergism of positional isomers in sex attractant systems of clearwing moths (*Sesiidae*). *Entomol. Exp. Appl.*, 1986. 41. 311-313.; Szőcs G. - Miller, L. A. - Thomas, W. - Vickers, R. A. - Rothschild, G. H. L. - Schwarz M. - Tóth M.: Compounds modifying male responsiveness to main female sex pheromone component of the currant borer, *Synanthedon tipuliformis* Clerk (*Lepidoptera*, *Sesiidae*) under field conditions. *J. Chem. Ecol.*, 1990. 16. 1289-1305.

tára hazai koordinációban, nemzetközi együttműködés keretében került sor, amelynek során kimutattuk, hogy az új-zélandi populáció megegyezik a Magyarországon és Hollandiában élővel, azaz mindegyik a kétkomponensű attraktánst részesíti előnyben.⁵ Ezzel szemben a Tasmániában élő populáció a feromon-főkomponensét preferálja a kétkomponensű eleggyel szemben.

Ezt követően egy újabb, ugyancsak hazai koordinációjú, európai kísérlet-sorozatban azt vizsgáltuk, hogy akad-e olyan hely Európában, ahol olyan ribizszeszitkár-populáció fordulna elő, amelyik csak a feromon-főkomponensre reagál, azaz a tasmániai populáció anyapopulációjának tekinthető lenne. A kísérletsorozatot Budapesten egységesen előállított feromonkibocsátókkal végeztettük el, tíz európai országban, azonos módszer szerint. Az eredmények teljesen egységes képet mutattak: valamennyi vizsgálati helyen a kétkomponensű feromonkészítményt preferáló populáció volt jelen.⁶ Mindezen előzmények után került sor az Észak-Amerikában megtelepedett ribizszeszitkár-populációk vizsgálatára.

Módszerek

Az alkalmazott módszer hasonló volt, mint a korábbi nemzetközi együttműködésekben. Röviden: a szabadföldi csapdázás módszerét választottuk. A csapdákhoz a feromonkibocsátókat (dispenser) Budapesten készítettük el. A kísérleteket ragacsos típusú csapdával végeztük. A csapdázás folyamán, fogás esetén, a ragacslapokat újra cseréltük ki, és – a pozícióhatás kiküszöbölése végett – a csapdákat egy hellyel továbbléptettük. A fogási adatokat $[V(x + 0,5)$ transzformáció után] – ANOVA-t követően – Duncan's New Multiple Range Testtel értékeltük ($P < 0,05$). Az észak-amerikai kísérletek Kanada két részén (a pacifikus és az atlanti régióban) folytak. A hazai kontrollkísérletre Sósúton került sor.

Eredmények és megvitatásuk

Az eredmények (1. ábra) azt mutatják,⁷ hogy a kanadai ribizszeszitkár-populációk megegyeznek az európaiakkal. Az Újvilágban megtelepedett po-

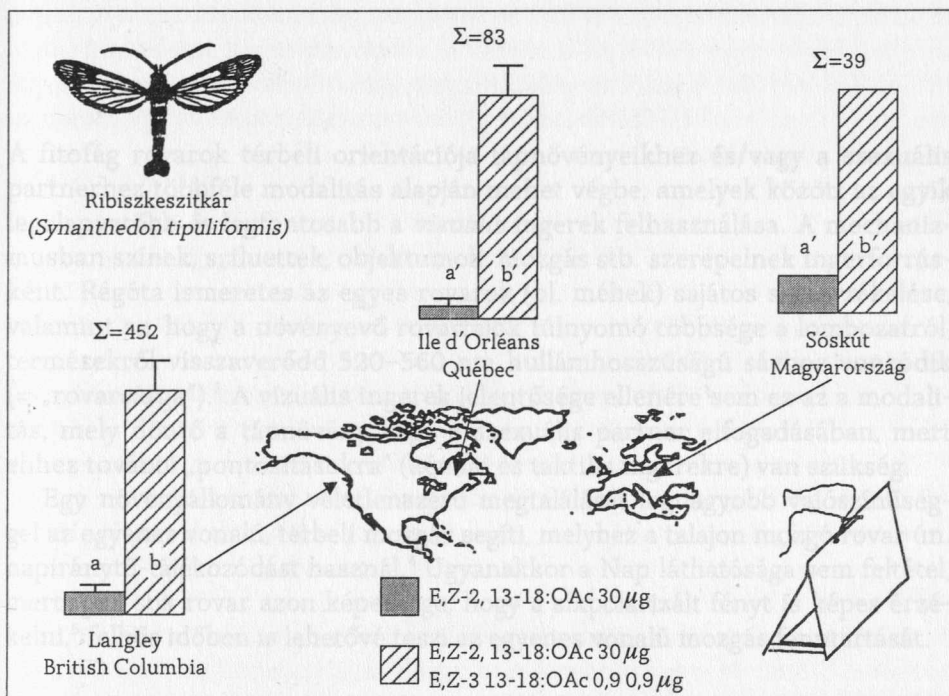
5 Szőcs et al.: i. m. (1990).

6 Szőcs G. – Buda V. – Charmillot, P. – Esbjerg, P. – Freier, B. – Gottwald, R. – Kovalev, B. – Maini, S. – Solomon, M. G. – Sorum, O. – Subchev, M. – Tóth M. – Van de Veire, M.: Field tests of (E, Z)-3, 13-octadecadien-1-ol acetate: a sex attractant synergist for male currant borer. *Entomol. Exp. Appl.*, 1991. 60. 283–288.

7 Szőcs G. – Henderson, D. – McNeil, J. N.: Old World pheromone strain in the New World: Sex attractant composition for the currant borer, *Synanthedon tipuliformis* Cl. (Lepidoptera: Sesiiidae), in Canada. *Can. Entomol.*, in press.

populáció tehát a mintegy másfél évszázad elteltével sem mutat semmiféle változást a hímek feromonérzékelése tekintetében (tegyük hozzá: nincs tudomásunk arról, hogy bármely egyéb jellemző jegye is megváltozott volna). Ilyen módon tehát megegyezik az Új-Zélandon meghonosított populációval, eltér viszont a tasmániaitól, amelyek kevesebb, mint egy évszázad alatt elvesztette a szinergista-izomér érzékelésének képességét.

1. ábra



A kontinensek közötti véletlenszerű, ember okozta rovarmegtelepedések már eddig is számos környezetikatasztrófa-helyzetet idéztek elő (pl. az erdei gyapjaslepke Észak-Amerikába vagy a burgonyabogár Európába történt behurcolása). Amennyiben a behurcolt populáció minden tulajdonságában megegyezik az őshazában élő populációk tulajdonságaival, úgy ez megkönnyíti egy esetleges ökológiai vészhelyzet elhárítását, hiszen ismertek a faj eredeti elterjedési területén fennálló természetes populációs szabályozó mechanizmusok (pl. parazitoidok szerepe), esetleg kidolgozott védekezési eljárások is rendelkezésre állnak. Sokkal nehezebb azonban a helyzet, ha a behurcolt populáció mikroevolúciós folyamatok révén változik. A ribiszkeszítkáron végzett kísérletsorozat megkezdésekor ilyen szempontok is motíváltak bennünket.

Vizuális ingerek jelentősége a burgonyabogár¹ tápnövényhez és másik egyedhez való orientációjában²

A fitofág rovarok térbeli orientációja tápnövényeikhez és/vagy a szexuális partnerhez többféle modalitás alapján mehet végbe, amelyek között az egyik legalapvetőbb és legfontosabb a *vizuális* ingerek felhasználása. A mechanizmusban színek, sziluettek, objektumok, mozgás stb. szerepelnek ingerforrásként. Régóta ismeretes az egyes rovarok (pl. méhek) sajátos színérzékelése, valamint az, hogy a növényevő rovarfajok túlnyomó többsége a lombozatról, termésekről visszaverődő 520–560 nm hullámhosszúságú sávhoz vonzódik (= „rovársárga”).³ A vizuális ingerek jelentősége ellenére sem ez az a modalitás, mely döntő a tápnövény vagy a szexuális partner elfogadásában, mert ehhez további „pontosításokra” (kémiai és taktilis ingerekre) van szükség.

Egy növényállomány véletlenszerű megtalálását legnagyobb valószínűséggel az egyenes vonalú, térbeli mozgás segíti, melyhez a talajon mozgó rovar ún. napiránytű-tájékozódást használ.⁴ Ugyanakkor a Nap láthatósága sem feltétel, mert igen sok rovar azon képessége, hogy a síkpolarizált fényt is képes érzékelni,⁵ felhős időben is lehetővé teszi az egyenes vonalú mozgás fenntartását.

1 *Leptinotarsa decemlineata* Say, *Coleoptera*, *Chrysomelidae*.

2 A kutatási program címe: Természetes és agrárökoszisztémák különböző trofikus szintjein élő ízeltlábú állatok viselkedéskölögi kutatása.

3 Prokopy, R. J. – Owens, E. D.: Visual detection of plants by herbivorous insects. *Ann. Rev. Entomol.*, 1983. 28. 337–364.

4 Santschi, F.: Observations and remarques critiques sur le mécanisme de l'orientation chez le Fourmis. *Rev. Suisse Zool.*, 1911. 19. 303–338.; Jermy T.: Fitofág rovarok tájékozódása a fény iránya alapján. *Áll. Közl.*, 1961. 48. 57–63.; Jermy T. – Szentesi Á. – Horváth J.: Host plant finding in phytophagous insects: the case of the Colorado potato beetle. *Entomol. Exp. Appl.*, 1988. 49. 83–98.

5 Wellington, W. G.: Motor responses evoked by dorsal ocelli of *Sarcophaga aldrichi* Parker and the orientation of the fly to plane polarized light. *Nature*, 1953. 172. 1177–1179.; Wellington, W. G.: Solar heat and plane polarized light versus the light compass reaction in orientation of insects on the ground. *Ann. Entomol. Soc. Am.*, 1955. 48. 67–76.; Jander, R.: Insect orientation. *Ann. Rev. Entomol.*, 1963. 8. 95–114.; Horváth G. – Zeil, J.: Kuwait oil lakes as insect traps. *Nature*, 1996. 379. 303–304.

Bár a burgonyabogárnak a tápnövény és a szexuális partner lokalizálásra irányuló térbeli mozgását több vizsgálat választotta tárgyául, a mai napig nem alakult ki egységes kép a különféle ingerek relatív jelentőségéről és a teljes mechanizmusról. Az már ismeretes, hogy olfaktórikus és vizuális ingerek egyaránt befolyásolják a burgonyához való orientációt 0,5–1 m távolságból.⁶ A burgonyabogár hímek szexuális célzatú térbeli orientációjában szerepet játszik a vizuális inger (sárga-fekete függőleges csíkos objektumok⁷), valamint a kémiai jellegű információk (feromonok), melyek jelentősége meg lehetőségen ellentmondásos.⁸ A tápnövényen mozgó hím bogár további érintő jellegű kémiai ingerekhez jut a rágott növényi szövetből, a nőstény bogár ürülékéből stb. származó anyagok felfogása által.⁹ A területkorlátozott keresés, mely ilyen esetben felváltja az egyenes vonalú mozgást, elősegíti az ingerforrás lokalizálását.

Célok és módszerek

A vizuális ingereken alapuló orientáció jobb megértése érdekében az előző pontban leírtak alapján vizsgáltuk:

1. Az ingerforrások (burgonyalevél, mesterséges objektumok és a bogarak szárnyfedőinek) spektrális sajátosságait.
2. A bogarak explorációs viselkedését szabadföldön.
3. A bogarak orientációját színes objektumokhoz laboratóriumi körülmények között.

Spektrális vizsgálatok

A reflektancia és polarizációs méréseket az ELTE TTK Növényélettani Tan-
székével (Böddi Béla egy. docens) együttműködve végeztük. A Perkin-Elmer MPF 44B típ. spektrofluorométerbe helyezett objektumokon teljes spektrális szélességben felvettük a reflektancia-görbéket. A következő objektumokról készültek felvételek:

-
- 6 Visser, J. H. – Avé, D. A.: General leaf volatiles in the olfactory orientation of the Colorado potato beetle, *Leptinotarsa decemlineata*. *Entomol. Exp. Appl.*, 1978. 24. 738–749.; Ent, Van Der, L. J. – Visser, J. H.: The visual world of the Colorado potato beetle. *Proc. Exper. et Appl. Entomol.*, 1991. N. E. V. Amsterdam, 2. 80–85.
- 7 Lönnendonker, U.: Features effective in course control during object fixation by walking Colorado beetles. *J. Comp. Physiol. A.*, 1993. 172. 741–747.
- 8 Levinson, H. Z. – Levinson, A. R. – Jen, T. L.: Sex recognition by a pheromone in the Colorado beetle. *Naturwiss.*, 1979. 66. 472–473.; Jermy T. – Butt, B. A.: Method for screening female sex pheromone extracts of the Colorado potato beetle. *Entomol. Exp. Appl.*, 1991. 59. 75–78.
- 9 Weber, D. C. – Duan, J. J. – Rometsch, E.: Searching behavior of male Colorado potato beetle in enhanced on plants with putative female pheromone. Poster. *ESA Annual Meeting*, 1994.

- intakt és bogarak által megrágott burgonyalomb;
- élő és elpusztult bogarak (mindkét ivar) szárnyfedői és torpajzsa;
- fehér, fekete, sötét- és világoszöld, kék, piros, sárga és zöldessárga 10 × 20 cm-es lapok, valamint 10 mm átmérőjű fekete, sárga és sárga-fekete csíkos golyók. Megmértük a színes lapok fényességét és telítettségét is.

Szabadföldi megfigyelések

Ültetett burgonyaállományban május végétől vizsgáltuk az áttelelt burgonya-bogarak párkeresési viselkedését. Többórás folyamatos egyedi megfigyelést végeztünk jelölt bogarakon. Regisztráltuk a felkeresett növények, a megtalált azonos és eltérő ivarú bogarak számát és időallokációjukat.

Laboratóriumi kísérletek

50 cm átmérőjű, fehér háttérrel rendelkező arénát készítettünk. Az ingereket (színes lapok, golyók és elpusztult nőstények, illetve ezek kombinációi) a palást mentén választási vagy anélküli (egyedi) elrendezésben kínáltuk fel. A bogarakat (megfelelően táplált, ellenben szexuálisan deprivált érett hím és nőstények) az aréna közepén bocsátottuk szabadon. Mozgásukat az arénában a felkínált objektum eléréséig, az aréna falának megérintéséig vagy maximum 10 percen át követtük egy speciálisan erre a célra kifejlesztett számítógépes program (Ethovision) és megfelelő technikai eszközök (videokamera és képrögzítő) segítségével. A bogarak által megtett útvonal sajátosságainak további értékelésére is lehetőség van.

Eredmények

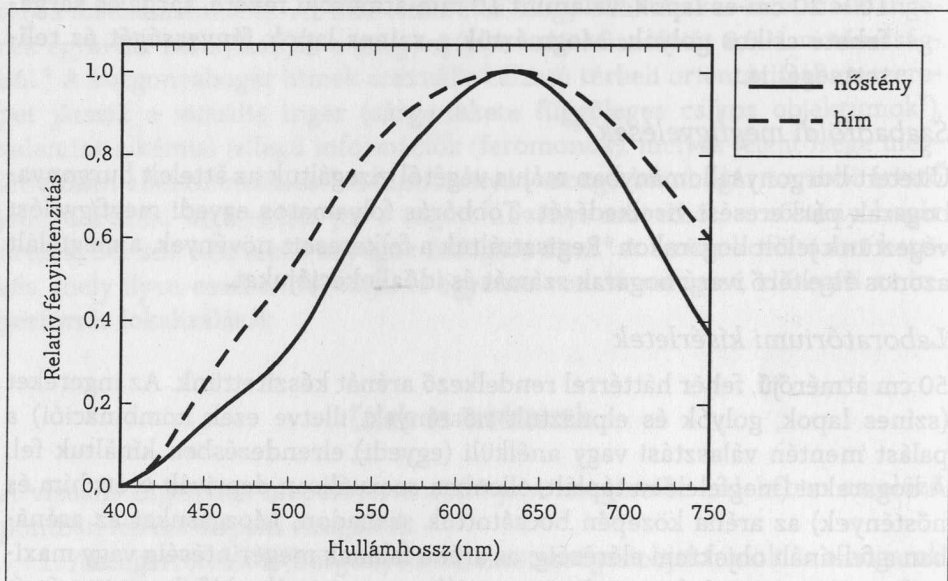
A bogarak szárnyfedője (és torpajzsa) igen széles, 500 és 700 nm között reflektál látható fényt, a maximum 600 és 650 nm között van (lásd 1. ábra). A rágott és intakt növény spektruma lényegesen nem különbözött egymástól (lásd 2. ábra) és bár szűkebb tartományt mutatott, mint a szárnyfedő, mégis több hullámhossz-sávban átfedett azzal. Mindkettő a zöld-sárga-narancs-sárga tartományt fogta át.

Az említett különféle objektumok (színes lapok és golyók) más-más spektrális sajátossággal rendelkeztek. A további vizsgálatok szempontjából a sárga és sárgászöld lapok (560 nm) reflektanciasávja volt fontos (lásd 3. ábra). A sárgászöld lap reflektanciacsúcsa megegyezik az előbbieken említett „rovársárga” vonásaival.

A bogarak szárnyfedője, a burgonyalevelek és a laboratóriumi vizsgálatokban használt golyók különböző mértékben polarizálták a visszavert fényt. Erről a spektrofotométerbe helyezett polarizációs szűrők elforgatásával és

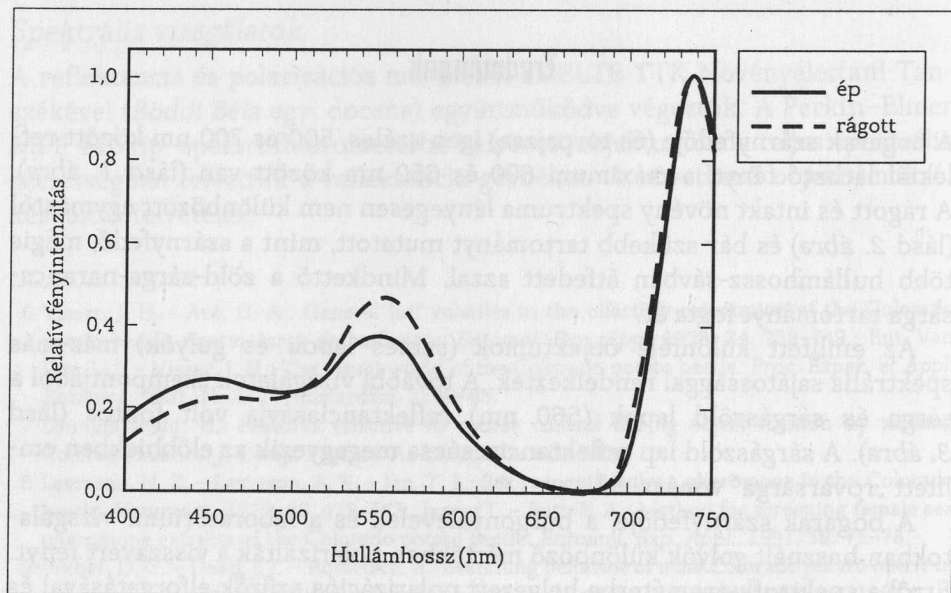
1. ábra

**Hím és nőstény burgonyabogár szárnyfedőjéről
visszavert fény spektrogramja**



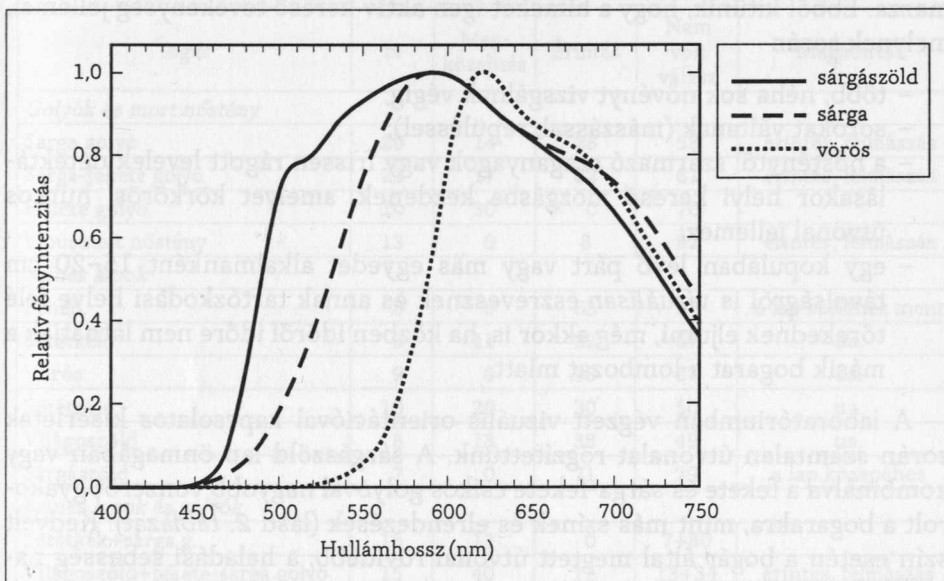
2. ábra

Ép és rágott burgonyalombról visszavert fény spektrogramja



3. ábra

A laboratóriumi vizsgálatok során használt néhány színes papírlapról visszavert fény spektrogramja



1. táblázat

Párkereső magatartást mutató burgonyabogár hímek időfelhasználása szabadföldön, burgonyában. Átlagos időtartam (\pm szórás) másodpercben vagy percben, a távolság centiméterben

Egyed	Mászás a talajon (sec)	Nem burgonyán (más növényen) töltött idő (sec)	Burgonyán töltött keresési idő (sec)	Becsült úthossz a burgonyán (cm) ¹	A megfigyelt levelek száma	Más aktivitás (táplálkozás, viadal)	Megfigyelési időtartam (perc)
1	48 \pm 39	16 \pm 13	404 \pm 335	310 \pm 199	16 \pm 12	tápl.	30
2	85 \pm 57	17 \pm 20	213 \pm 185	197 \pm 144	nincs adat	tápl., viadal	30
3	107 \pm 103	23	255 \pm 126	228 \pm 97	19 \pm 7	tápl.	71
4	139 \pm 105	49	574 \pm 448	492 \pm 340	29 \pm 18	tápl., viadal	191
5	84 \pm 55	31 \pm 18	397 \pm 330	357 \pm 264	28 \pm 16	tápl.	113
6	89 \pm 76	39 \pm 38	474 \pm 302	434 \pm 284	33 \pm 24	tápl., viadal	172
7	153 \pm 157	145	563 \pm 736	462 \pm 532	25 \pm 28	tápl.	162

¹ Az átlagos haladási sebességet kb. 1 cm/sec-nek vettük. A hímek egyike sem talált partnert a megfigyelési időszak alatt.

az így kapott fényintenzitás mérése által bizonyosodtunk meg. A bogarak testfelülete annak erős görbülete következtében pontszerűen polarizál.

A hím bogarak szabadföldi mozgásának jellemzőit az 1. táblázat tartalmazza. Ebből kitűnik, hogy a hímeket igen aktív kereső tevékenység jellemzi, melynek során

- több, néha sok növényt vizsgálnak végig;
- sorokat váltanak (mászással, repüléssel);
- a nősténytől származó szaganyagok vagy frissen rágott levelek detektálásakor helyi kereső mozgásba kezdenek, amelyet körkörös, hurkos útvonal jellemez;
- egy kopulában lévő párt vagy más egyedet alkalmanként 15–20 cm távolságról is vizuálisan észrevesznek és annak tartózkodási helye felé törekednek eljutni, még akkor is, ha közben időről időre nem láthatják a másik bogarat a lombzat miatt.

A laboratóriumban végzett vizuális orientációval kapcsolatos kísérletek során számtalan útvonalat rögzítettünk. A sárgászöld lap önmagában vagy kombinálva a fekete és sárga-fekete csíkos golyóval nagyobb vonzerőt gyakorolt a bogarakra, mint más színek és elrendezések (lásd 2. táblázat). Kedvelt szín esetén a bogár által megtett útvonal rövidebb, a haladási sebesség nagyobb volt.

Meggyőző, bár előzetes eredményeket nyertünk arra vonatkozóan, hogy a burgonyabogarak tápnövény- és ivaripartner-keresésében a vizuális ingerek szerepet játszanak. A növény és bogár testfelületének spektrális vonásairól elsőként nyertünk adatokat, melyek megerősítik az irodalomban¹⁰ előforduló magatartási vizsgálatokat, azt, hogy az általában vonzóknak talált spektrális tartományok (sárga, sárgászöld) egyben a visszavert fény maximumai.

Újdonság az is, hogy a burgonyabogár szárnyfedője pontszerűen (az erősen görbült testfelület következtében) polarizálja a visszavert fényt. Ennek jelentősége talán a másik egyed könnyebb felfedezhetőségében rejlik, mert a bogár foltszerűen, szárnyfedőjén intenzíven vagy kevésbé erősen csillogó fénypontokkal jelenhet meg. A napiránytű-orientációs kísérletek¹¹ indirekt módon bizonyították, hogy a bogarak képesek a polarizált fény érzékelésére. Emiatt lehetséges, hogy a lombzat és a bogár ilyen sajátosságai is szerepet kaphatnak a vizuális detektálásban.

10 Stüben, M.: Untersuchungen zum Farbwahlvermögen des Kartoffelkäfers *Leptinotarsa decemlineata* Say. *Nachr. Deut. Pflschutzd. (Braunschweig)*, 1972. 24. 40–41.; Zender, G. – Speese, J.: Assessment of color response and flight activity of *Leptinotarsa decemlineata* (Say) (Coleoptera: Chrysomelidae) using window flight traps. *Environ. Entomol.*, 1987. 16. 1199–1202.

11 Jermy T.: i. m. (1961).

2. táblázat

Ivarérett, de szexuálisan deprivált burgonyabogarak válasza vizuális ingerekre (az összes válasz százalékában kifejezve)

Inger	N	Meg- közelítés	Érintés	Nem volt válasz	Magatartás
<i>Golyók és mort nőstény</i>					
Sárga golyó	29	14	28	58	érintés, felmászás
Sárga-fekete golyó	23	17	22	61	érintés, felmászás
Fekete golyó	10	30	0	70	
Elpusztult nőstény	13	0	8	92	érintés, felmászás
<i>Színes lapok</i>					
Fehér	8	0	63	37	a lap széléhez ment
Sötétkék	9	11	22	67	ua.
Vörös	9	0	33	67	ua.
Sötétzöld	10	20	30	50	ua.
Világoszöld	8	13	38	49	ua.
Sárgászöld	7	0	71	29	a lap közepéhez
<i>Színes lapok és golyók</i>					
Sötétkék+sárga g.	15	13	0	7+80	
Világoszöld+fekete-sárga golyó	15	40	13	13+34	érintés, felmászás
Sárgászöld+fekete golyó	15	33	47	7+13	érintés + felmászás
<i>Sárgászöld (SZ) lap</i>					
Önmagában	19	26	32	10+32	a lap közepébe ment
SZ+mort nőstény	19	26	21	11+42	érintés, felmászás
SZ+fekete-sárga g.	20	35	15	15+35	érintés, felmászás

N = a vizsgált bogarak száma. Az első számjegy a „Nem volt válasz” oszlopban azokat a bogarakat jelöli, amelyek a színes lapok mögé mentek.

A laboratóriumi kísérletek a fentieket megerősítették. Ezek és Lönnendonker adatai alapján valószínű, hogy a burgonyabogár kontraszt-, szín- és alakzatfelismeréssel rendelkezve, *telotaktikus* orientációt végez objektumokhoz.

Ugyanakkor bizonyosnak vehető, hogy a vizuális ingerek nem a kizárólagos és legfontosabb ingereket jelentik a tápnövény és a másik ivar detektálásában. A kémiai stimulusok továbbra is alapvető jelentőségűek, a vizuális ingerek pedig kiegészítő jellegűek lehetnek. Szintén fontos, hogy milyen ingerszituációra vonatkoztatjuk a jelentőségüket. A néhány tucat centiméternyi távolságról valószínűleg a vizuális orientáció, míg közvetlen közélről a kémiai (érintési) érzékelés lesz fontos.

Természetvédelmi célú kezelések hatása rovarközösségekre izolált helyzetű gyeppen

A vizsgálatokat két évben, 1997–1998-ban végeztük a Szegedhez közel található Asotthalmi-láprét Természetvédelmi Területen. A néhány méteres szintkülönbségek eredményeképpen a homokpusztaréttől a kékperjés lápré-
tig több növénytársulás alakult ki, amelyek elhelyezkedése transzekt jellegű vizsgálatokat is lehetővé tesz.

Módszerek

A vizsgált területen 1990-ben folyamatos mintavételezést végeztünk aktivitás-sűrűséget mérő csapdázási módszerekkel. Ahhoz, hogy az akkori adatsorhoz illeszthető, azzal összehasonlítható mintákat kapjunk, a tálcspadákat választottuk mintavételi módszerként. E minták megbízhatóságának, a tényleges közösség-összetételhez való viszonyának megállapításához 1997 júliusában és szeptemberében 2-2 alkalommal vettünk három térszintről összesen 38 mintát „suction trap” segítségével, ami megbízható, területegységre vonatkoztatható adatokat szolgáltat. Emellett ugyanezen helyeken összesen 100 tálcspadát is elhelyeztünk. A kaszálás szeptember 8-án történt. Mindhárom térszinten elkerítettünk a kaszálás elől egy-egy 10 × 10 m-es területet, amelyeket a kaszálás után kontrollként kezeltünk. Az alábbi feldolgozás az *Auchenorrhyncha* rend mintegy 16 000 egyedén alapul.

1998-ban kiegészítő vizsgálatok folytak annak megállapítására, hogy a múlt évi kaszálás hatása kimutatható-e a lárvafejlődésre, ill. mennyire tartós e hatás az imágók esetében. E cél érdekében 1998. május 15-én és május 29-én 18 × 10 mintát vettünk motoros rovarszipantóval, valamint 1998. május 15. és 29. között mindhárom térszinten az érintetlen és a kaszált folton 10-10 tálcspadát és 5-5 Barber-csapdát működtettünk. A szívott minták természetéből adódóan elsősorban a lárvaadatok jelentősek. Az imágók alapján tett megállapításokat a tálcspadaanyagokból származó eredményekkel erősítettük meg.

Eredmények

A kétféle gyűjtési módszer összehasonlítása alapján megállapítottuk, hogy:

1. A tálcspadák jóval több imágót (2–8-szor több) és kevesebb lárvát (17–54-szer kevesebb) gyűjtöttek. Ennek ellenére a *mennyiségi változások tendenciáiban* imágóknál 69–93%-os, lárváknál 72–80%-os hasonlóságot találtunk.
2. A közösség-összetétel különbségeiben tapasztalható *tendenciákat* a kétféle csapdaanyag csaknem azonosan (95,8%-ban) jelzi.
3. A tálcspadás minták közösség-összetételbeli hasonlóságai átlagosan 8,8%-kal magasabbak, mint a szívott mintáké.
4. A kétféle módszerrel gyűjtött anyag fajdominancia-hasonlósága 40,7–53,7% közötti, legkisebb az alsó térszínt.
5. A tálcspadák jóval több faj képviselőjét fogják meg (átlagosan kétszer annyit), mint amennyit a szívott minták tartalmaznak. Ezek nagy része a ritka fajokhoz tartozik, ezért a mennyiségi tendenciák alakulását kevésbé befolyásolják.
6. Vannak olyan fajok, amelyek csak egyik, ill. másik mintában jelennek meg értékelhető egyedszámban.
7. Fentiek alapján úgy döntöttünk, hogy a továbbiakban mindegyik módszert alkalmazzuk, de a munkatervben szereplő konkrét célokhoz elsősorban a jó kvantitatív adatokat szolgáltató motoros szippantó anyagát használjuk fel.

A kaszálás közvetlen hatása:

1. Közvetlenül (két héttel) a kaszálás után az imágók fajszáma nem változott szignifikánsan sem a tálcspadák, sem a szívott minták alapján. Ez összefügghet a nagy mozgékonyágukkal.
2. Az imágók összegyedszáma a felső térszíntek felé egyre nagyobb arányban csökkent. A konkrét arányok tálcspadáknál 2,2 – 26,2 – 56,8%, szívott anyagnál 8,3 – 40,4 – 63,8%. A csökkenés mértéke a kontroll egyedszámaival arányos, tehát a kaszálás kiegyenlíti az egyedszámokat.
3. Populációs szinten az egyedszámváltozás különböző irányokban történt, az egyes fajok érzékenységeinek és az élőhelyfoltoknak megfelelően. Így pl. az *Arocephalus lanquidus* egyedszáma az alsó térszínt nem változott, a középsőn és felsőn erőteljesen csökkent a kaszálás után. Másik érdekes példa a *Turrutus socialis*, amelynek egyedszáma az alsó és középső térszínt növekedett a kaszált foltokon, míg a legszárazabb területen mintegy harmadára csökkent. Ez a térbeli átrendeződés a fajra más területeken is jellemző. Legtöbb esetben az egyedszámok csökkentek.
4. Az imágók közösség-összetétele leginkább az alsó térszínt változott, legkevésbé a felsőn. Konkrét Renkonen hasonlósági értékek: 27,9%,

75,6%, 83,7%. Magyarázat lehet, hogy a felsőbb szintekről ide irányuló diszperzió megváltoztatta a közösség-összetételt.

5. A lárvák egyedszámában mindenütt csökkenést tapasztaltunk a kaszálás hatására, ennek mértéke 23–69% közötti volt, legnagyobb a középső térszinten. Érdekes, hogy az 1990-es folyamatos mintavételek eredményével ellentétben (amely szerint a lárvafejlődés legfőbb helyei az alsó és felső térszint) a kontroll alapján a középső szinten legnagyobb az egyedszám. Itt jelentkezett az a korábban hiányzó egyedszámcsúcs, amely összekötné a tavaszi felső térszinti és az őszi alsó térszinti lárvamaximumot. A kaszálás elhagyása tehát a lárvafejlődés folyamatosságát biztosította.

A kaszálás következő évi hatásai:

1. A következő év tavaszán is kimutatható hatása van a kaszálásnak mindhárom térszinten.
2. A kaszált és nem kaszált részek kabócaközösségei a legalacsonyabb térszinten térnek el leginkább (Renkonen hasonlósági index: 30,26%), ez a különbség a magasabb térszintek irányában egyre csökken (R. index: 46% a középső, ill. 66% a felső szinten).
3. A láprét legnedvesebb élőhelyeinek faunája nemcsak a legérzékenyebb a kaszálásra, de a legegényibb, leginkább különálló is. A nem kaszált foltok közösségei a középső szinthez csak 13,7%-ban, míg a felsőhöz csak 6,5%-ban hasonlóak.
4. A kaszálás hatására az egyes térszintek rovaregyütteseinek hasonlósága megnő. A kaszált foltokra vonatkoztatott előző összehasonlítás értékei 47,6%, ill. 48,6%, lényegesen magasabbak. Így a kaszálás az élőhely-heterogenitás csökkentésén keresztül a biodiverzitást közösségi szinten csökkenti.
5. A kaszálás térszintektől függő arányban csökkenti a lárvák egyedsűrűségét. Ha a kaszált területen 100%-nak vesszük a lárvadenzitást, akkor az alsó térszinten 226%, a középsőn 144%, a felsőn 107%-ot mértünk az érintetlen foltokon.
6. A lárvaközösség összetételének hasonlóságában hasonló tendencia van, mint az imágóknál, legnagyobb a különbség az alsó, legkisebb a felső térszinten.

Összefoglalás

Térben heteromorf élőhelyen a kaszálás kiegyenlíti az egyedszámokat, azaz legnagyobb negatív hatású a legnagyobb egyedszámok esetében. Csökkenti a diverzitást, megváltoztatja a közösség összetételét, amihez hozzájárul a kedvezőbb mikroklimájú élőhelyfoltok felé irányuló migráció is. A fajegyüttesek

hasonlósága növekszik. A legkiegyenültebb közösség szenved el a legnagyobb változást.

Kezelési javaslat: Az egyes organizmusok eltérő populációdinamikája, fenológiája, környezeti igényei miatt a kaszálás optimális időpontjának meghatározása szinte lehetetlen. Ehelyett a megoldást a sávszerű, minden élőhelytípust egyszerre érintő kaszálásban látjuk. A kaszált-nem kaszált sávok aránya célszerűen 50-50%. Olyan élőhelyeken, ahol a kaszálás csak természetvédelmi célokat szolgál, két évente kerülne sor ugyanarra a sávra. Amennyiben évente több kaszálás szükséges, közöttük legalább egy hónapnak el kell telnie. A sávok szélességét az élőlények mozgékonyságának megfelelően nem szabad 10-15 m-nél nagyobbra tervezni.

Formicoidea metaközösségek vizsgálata kisméretű habitatfoltokban

Uizsgálati szituáció és módszerek

A kisméretű habitatfoltok e vizsgálatok során réten vagy pusztán szórtan elhelyezkedő fák, ahol az arboricol-hangyaközösségek vizsgálatát végeztük el. A témát a Kesznyéteni Tájvédelmi Körzet területén (Felső-Tisza), a Szücsi-réten (Kiskőrös mellett) és Ceglédbercelen dolgoztuk ki. Az 1994 óta folyó, tehát már hosszú távúnak tekinthető vizsgálatok előfutárainak tekinthetők azok a kutatások, melyeket főleg trópusi területeken (pl. kakaóültetvényeken) végeztek, elsősorban alkalmazott jelleggel és melyek során sajátos, térbeli, mégpedig háromdimenziós, mozaikszerű kolóniamintázatokat mutattak ki.

A téma – közép-európai kuriozitása mellett – elméletileg is izgalmas, mert 1. a fákon kialakuló metapopulációk az élőhely limitáltsága miatt térben nem különülhetnek el, tehát e közösségmolekulák iniciális szerveződésében az interakciók szerepe jól vizsgálható; 2. egyszerű lehetőségek kínálóznak a habitattulajdonság *versus* metapopulációs folyamatok (kolonizáció, extinkció) meghatározó szerepének eldöntésére és 3. kimutatható a különböző stratégiák disztinkciós szerepe.

A fákon a következő paramétereket mértük: 1. a hangyapopulációk minősége és egyedszáma; 2. a fa törzsátmérője; 3. a fatörzs magassága; 4. a lombkorona átmérője; 5. a fa körüli bokrok minősége és borítása; 6. a fák levéltetű-fertőzöttsége és a levéltetű–hangya kapcsolat; 7. a fák pozíciója és 8. elöntöttségük mértéke.

Az eredmények összefoglalása

Egy 12 kompartmentből álló modell részletes vizsgálatával, valamint a tényleges mintázatok véletlentől való eltérésének Monte-Carlo módszerekkel való tesztelésével a következőket mutattuk ki:

1. A kolonizáló képesség szorosan összefügg az életmóddal. A leggyorsabb kolonizálók a talajban lakó, fákat csak látogató fajok, ezek veszik igénybe a kisebb, fiatalabb fákat. Ezeket a tipikusan arborikol fajok közül az önálló kolóniaalapításúak, majd a szociálpaziták követik.

2. A hangyapopulációk mintázata szignifikánsan eltér a véletlentől, különösen igaz ez a hasonló életmódú („nagy niche-átfedésű”) populációk (pl. *Lasius* fajok) előfordulási szimilaritási viszonyaira.

3. A kolonizációs-extinkciós folyamatoknál fontosabbak az élőhely tulajdonságai. E tekintetben elsősorban a fa mérete és a vízborítás mértéke döntő.

4. A nagy kolóniákat képező kvázi „K-stratégisták” szorosan kapcsolódnak a levéltetvekhez, azoktól erősebben függenek.

A kunhalmokon és a Blaskovics-pusztta foltjain kapott adatok feldolgozása

A természetvédelem számára is fontos kérdéseket vetnek fel azok az eset-tanulmányok, melyek fragmentálódott, elszigetelt élőhelyek növény- és állat-közösségein tanulmányozzák az elszigeteltség hatását. E témakörbe illesz-kednek a kunhalmokon végzett vizsgálataink. Munkánk során arra kerestük a választ, hogy a többé-kevésbé elszigetelt kunhalmokon a vizsgált külső hát-tértváltozók mennyiben befolyásolják az ott kialakult *Orthoptera* együttesek struktúráját. Kimutatható-e az elszigeteltség hatása a kunhalmok *Orthop-tera* együtteseire?

Anyag, módszer

Vizsgálatainkat a Tisza mentén, nagyrészt a Tiszántúlon található 24, többé-kevésbé elszigetelt kunhalmon és a hozzájuk legközelebb eső 21 gyepen végeztük. A kiválasztott gyepeknél feltételeztük, hogy kolonizációs forrásul szolgálhatnak az izolátumok *Orthoptera* együtteseire számára. A mintavétele-zéseket 1996, 1997 és 1998 július-augusztusában végeztük. Az egyenesszár-nyú rovarokat az első évben fűhálóval gyűjtöttük, a kunhalom méretével ará-nyos, kb. 400-500 csapásszámmal, a második, harmadik évben – félve az izolátumokon a kigyűjtéstől – az állatokat a helyszínen határoztuk és vissza-engedtük.

Az élőhelyeket az alábbi tulajdonságokkal jellemeztük: kunhalom nagysá-ga, egymástól mért távolsága, a környékéhez viszonyított magassága. Vege-tációjukat jellemeztük a növények faji diverzitásával, degradáltságával, átlag-os magasságával, összborításával, a fűfélék összborításával. A kunhalmok elszigeteltségét izoláltsági mutatókkal jellemeztük: legközelebbi gyeper távol-sága, a kunhalmot körülvevő monokultúra átjárhatósága az *Orthopterák* szempontjából, elszigetelődés kora, a lehetséges összekötő folyosó megléte. A legközelebbi gyeper vegetációjának jellemzésére a növényzet degradáltságát, átlagos magasságát, összborítását használtuk fel.

Eredmények

A vizsgált kunhalmokon 32 *Orthoptera* fajt gyűjtöttünk. Az egyes halmokon a fajszám 6 és 18 között változott, nem nőtt szignifikánsan a kunhalom méretének növekedésével.

A szerveződésüket, struktúrájukat befolyásoló, általunk vizsgált külső tényezők közül a kunhalmokon megfigyelt *Orthoptera* együttesek szoros korrelációt mutatnak az élőhely vegetációjának struktúrájával, melyet degradáltsággal, százalékos összborítással és átlagos növénymagasságával jellemeztünk; és a növényzet faji diverzitásával. Nem mutatnak azonban semmiféle összefüggést az elszigeteltséget jellemző tulajdonságokkal (legközelebbi gyeptávolsága, átjárhatóság, lehetséges folyosó megléte, izoláltság kora). A kunhalmok egymás közötti távolsága és *Orthoptera* együtteseik hasonlósága között enyhe összefüggést találtunk, mely az egyenesszárnyú fajok elterjedésének regionális különbségeire utalhat. Ugyancsak szignifikáns korrelációt mutatnak a kunhalmok *Orthoptera* együtteseinek a kunhalom környékéhez viszonyított magasságával, mely a dombjellegből adódó különbségekből következhet.

A kunhalmok és a hozzájuk legközelebb eső gyepek *Orthoptera* együttesét összehasonlítva azt látjuk, hogy a halmok és gyepek egyenesszárnyú együtteseinek elkülönülnek. Jobban hasonlítanak a kunhalmok *Orthoptera*-i együtteseihez, mint a hozzájuk legközelebb eső gyepeké. A fajösszetétel a kunhalmokon a vizsgálati évek során alig változott.

Ezen fenti tények arra engednek következtetni, hogy a kunhalmoknak önálló *Orthoptera* együtteseik alakulhatnak ki, melyek kevésbé állnak kapcsolatban a legközelebbi gyepek *Orthoptera* együtteseivel, struktúrájukat ezért elsősorban az élőhely minősége befolyásolja és csak kevésbé az elszigeteltséget jellemző tulajdonságok.

Ha figyelembe vesszük az egyes *Orthoptera* fajok eltérő migrációs képességét, és ez alapján csoportosítjuk őket, azt tapasztaljuk, hogy a fajok nagy része (23 faj) rossz (8 faj) vagy közepes (15 faj) migrációs képességű. Az egyes csoportok alapján külön-külön is összehasonlítottuk a kunhalmokat és rangkorreláltattuk a vizsgált tulajdonságokkal. Mindhárom migrációs kategóriájú csoport a vegetáció szerkezetével és a kunhalom magasságával mutatott összefüggést. A legrosszabb és a legjobb röpképességű fajoknál kimutatható volt a lehetséges folyosó fontossága is. Egyes jól migráló fajoknál megfigyelhető, hogy inkább a kevésbé elszigetelt halmokon vannak jelen, míg a röpképtelen fajok mindegyiken.

Összességében tehát feltételezhető, hogy a kunhalmokon önálló *Orthoptera* együttesek alakulnak ki, melyek struktúráját inkább a habitat minősége határozza meg, és kevésbé annak elszigeteltsége, illetve a különböző migrációs képességű egyenesszárnyú csoportok között e tekintetben különbségek nem mutathatók ki.

A témában elkészült publikációk

- Krausz K. – Pápai J. – Körmöczy L.: *Orthoptera* közösségek szerveződése izolált élőhelyeken. IV. Magyar Ökológus Kongresszus, Pécs, 1996.
- Krausz K. – Pápai J.: Külső háttérváltozók és belső mechanizmusok hatása kunhalmok *Orthoptera* együtteseinek szerkezetére. Szegedi Ökológiai Napok, Szeged, 1998.
- Krausz K. – Pápai J.: *Orthoptera* együttesek a kunhalmokon. Természetvédelmi Közlemények, 1999.
- Krausz K. – Pápai J. – Körmöczy L. – Horváth A.: Structure of the *Orthoptera* assemblages in different isolated habitats. *Articulata*, 1999.

A munka során fehér fűzcsipkés ártéri puhafa ligeterdő állomány „Homoptera” (levéltetű) közösségeinek összehasonlító vizsgálatát végezzük. Arra kíváncsiak vagyunk, hogy más rovarcsoportokhoz (pl. hangyák) hasonlóan kimutatható-e a hullámter „marginális” vagy „core area” hatása a hullámterrel közeli közösségekre. Ezért vizsgálataink az ártér mellett kiterjednek a mentén ártér egyéb típusú élőhelyekre is (pl. természetes vagy természetközeli gyep, agyarművelés alatt álló terület, pl. lucernás és gyomtárolás), ezzel az élőhelyek közötti társulási kapcsolatok valóján megválaszolhatóvá. A hangyapopulációk felmérése azért szükséges, mert szerepük lehet a levéltetű-populációk fenntartásában, illetve populációdinamikájuk alakulásában.

II. négyzet vizsgálatának ismertetése

1993-ban a Tisza tápi-vesszősi szakaszán hullámterű és mentén ártéri fehér fűzcsipkés puhafa ligeterdő-állomány, illetve különálló fehér fűzcsipkés mintavételvezénnyel végezzük. A fűzfáról április 14-től november 34-ig kéthetente gyűjtünk levélhervort összesen 16 alkalommal. A hullámterű mintavételzés sem mindig volt sikeres az áradások miatt. A hullámterű vizsgált fák közül 3 a hullámter közepén, 5 pedig az árvízvédelmi töltés felőli oldalon található. A mentén ártéri fák közül 5 szintén a töltés felőli oldalon van, 6 fűz a gát felől különböző távolságokra helyezkedik el. Összesen 110 minta feldolgozása van folyamatban. A területen sárga fűzcsipkával folyt a migráló egyedek gyűjtése áprilistól októberig szintén kéthetente periódusokban. 10-10 társulást helyeztünk el a gát két oldalán, valamint két csapadécsopori műköcsört a töltéstől különböző távolságokra. A hangyapopulációk felmérésére szeptemberben került sor, de a levéltetű-kolóniák hangyák általi látogatottságát minden alkalommal feljegyeztük. Az egyes fűzfáknak – mint élőhelyeknek – a paramétereit is felvettük. Ezek a paraméterek törzsméret, első ágakas magassága, lombkorona-átmérő. A levélzetűfajok határolását és az adatok feldolgozása folyamatban van.

Hullámtéri és mentett ártéri erdők kapcsolatainak vizsgálata herbivor rovarpopulációkon

A munka során fehér füzes ártéri puhafa ligeterdő állomány „Homoptera” (levéltetű-) közösségeinek összehasonlító vizsgálatát végezzük. Arra kívánunk választ kapni, hogy más rovarcsoporthoz (pl. hangyák) hasonlóan kimutatható-e a hullámtér „corridor” vagy „core area” hatása a hullámtéren kívüli közösségekre. Ezért vizsgálataink az erdők mellett kiterjednek a mentett ártér egyéb típusú élőhelyeire is (pl. természetes vagy természetközeli gyepek; agrárművelés alatt álló terület, pl. lucernás és gyomtársulás), ezzel az élőhelyek közötti, tájszintű kapcsolatok válnak megválaszolhatóvá. A hangyapopulációk felmérése azért szükséges, mert szerepük lehet a levéltetű-populációk fenntartásában, illetve populációdinamikájuk alakulásában.

A végzett vizsgálatok ismertetése

1998-ban a Tisza tápé-vesszősi szakaszán hullámtéri és mentett ártéri fehér füzes puhafa ligeterdő-állomány, illetve különálló fehér fűzek mintavételezését végeztük. A fűzfáról április 14-től november 24-ig kéthetente gyűjtötünk levéltetveket összesen 16 alkalommal. A hullámtéri mintavételezés nem mindig volt sikeres az áradások miatt. A hullámtéren vizsgált fák közül 5 a hullámtér közepén, 5 pedig az árvízvédelmi töltés felőli oldalon található. A mentett ártéri fák közül 5 szintén a töltés felőli oldalon van, 6 fűzfa a gáttól különböző távolságokra helyezkedik el. Összesen 110 minta feldolgozása van folyamatban. A területen sárga tálcsapdákkal folyt a migráló egyedek begyűjtése áprilistól októberig szintén kéthetes periódusokban. 10-10 tálcsapdát helyeztünk el a gát két oldalán, valamint két csapdacsoport működött a töltéstől különböző távolságokra. A hangyapopulációk felmérésére szeptemberben került sor, de a levéltetű-kolóniák hangyák általi látogatottságát minden alkalommal feljegyeztük. Az egyes fűzfáknak – mint élőhelyeknek – a paramétereit is felvettük. Ezek a paraméterek: törzsátmérő, első elágazás magassága, lombkorona-átmérő. A levéltetűfajok határozása és az adatok feldolgozása folyamatban van.

A hansági Fehér-tó hidrobiológiai jellege és Cladocera, Ostracoda, Copepoda együttese

A hazai nemzeti parkok (természetvédelmi területek) felszíni vizeinek hidrobiológiai alapfeltárása meglehetősen hiányos, gyakran még a növény- és állatvilág megismerése sem éri el a kívánt fokot. Különösen kisebb, gyakran igen sekély tavaink több szempontból is kiemelt figyelmet érdemelnek. E vizek, sekélységük, erősen ingadozó víztömegük miatt ugyanis jelentős mértékben változékonyak, hőháztartásuk, fényviszonyaik, oldati állapotuk, oxigénháztartásuk rendkívül ingadozó, viszonylag kis vízfelület esetén is mozaikszerűen különböző. A növényvilág (algaársulások, makrofiton együttesek), valamint az állatvilág (főképpen a gerinctelenek széles skálája) rendkívül plastikusan és gyakran igen gyorsan reagál a változékony létviszonyokra, nagy idő- és térbeli tarkaságot eredményezve. Ezek a kisebb állóvizek az élőhelyek, létfeltételek sokfélesége és az általuk lehetővé tett biodiverzitás összefüggéseinek feltárására kiválóan alkalmasak, szinte terepi laboratóriumok. Az ilyen célú kutatómunka a környezeti állapot klimatológiai, hidrológiai, a víz(üledék) kémiai és fizikai adottságainak feltárásán és az élővilág minél teljesebb körű feldolgozásán alapulhat, és pedig az egész vízterületre kiterjedő, többéves vizsgálatsorozatok útján. Hasonló jellegű vizsgálatokat néhány szikestó kivételével Magyarországon még nem végeztek. E kisvizek természetvédelmi oltalom alá helyezése legtöbb esetben egy-egy ritka növény- vagy állatfaj jelenléte alapján történik, a kérdéses víz hidrobiológiai jellemzőinek, életközösségeinek feltárása elmarad. Hasonló helyzetben van a Hansági-medence délkeleti részén elterülő Fehér-tó, a Fertő-Hanság Nemzeti Park fokozottan védett területe is, amelynek védettségét, illetve Ramsari területté nyilvánítását elsősorban madárfaunája alapozta meg.

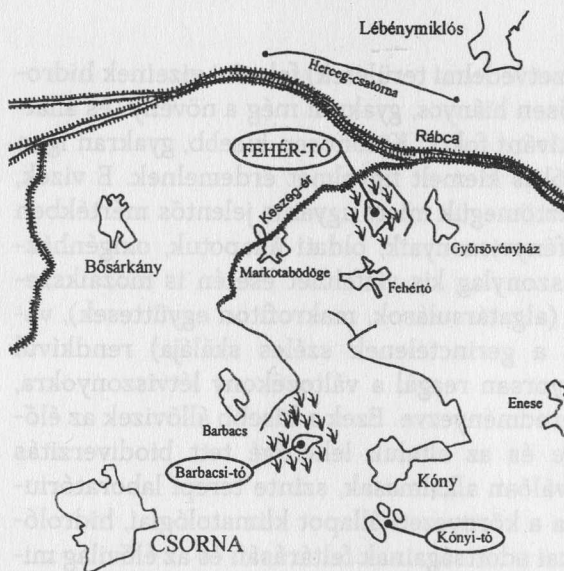
A fenti megközelítés alapján 1998-ban megkezdjük a Fehér-tó vizsgálatát, amely az eddig hiányos hidrobiológiai alapállapot felmérését célozza. A helyszíni és laboratóriumi vizsgálatokat Kiss Anita végezte el. Fülöp Tibor természetvédelmi területi felügyelő, Sipos Tibor természetvédelmi őr, Agusztin Gusztávné szakalkalmazott és Pálinkás István gépkocsivezető közreműködését e helyen is köszönjük.

A Fehér-tó általános jellemzése

A tó a Hansági-medence délkeleti részén található, Fehértó, Györsövényház és Markotabödöge települések által határolt területen (lásd 1. ábra). A tó kiterjedése 269 ha, ebből kb. 20-25 ha nyílt vízfelület, melyet mintegy 100 ha nádas (*Scirpo-Phragmitetum*) és gyékényes övez. A fennmaradó kb. 140 ha a

1. ábra

A mintavételi terület elhelyezkedése a Hanság délkeleti részén



tavat körülvevő magassásos társulások (*Cladietum marisci*, *Caricetum acutiformis-ripariae*), mocsárrétek (*Deschampsietum caespitosae*), rekettye-füzesek és bokorfüzesek (*Salicetum triandrae*) között oszlik meg.

A tó átlagmélysége 50 cm körül van, a mért vízmagasságok 4 és 84 cm között ingadoztak. A Fehér-tó tulajdonképpen asztatikus víz, melyet a kismértékű mesterséges vízpótlás ment meg a teljes kiszáradástól.

A Fehér-tóban, hasonlóan a Hanság másik két, a vízrendezések után visszamaradt távához (Barbacsi- és Kónyi-tó) a korábbi évtizedekben intenzív halgazdál-

kodás folyt. Ez a Fehér-tó és a Barbacsi-tó esetében 1987 körül megszűnt, míg a Kónyi-tóban még ma is folyik (a védetté nyilvánítási eljárásban van). Amíg a Fehér-tó halastó volt, 3 mesterséges csatornát alakítottak ki, egyet a tó északi, kettőt pedig a déli részén. Az északi csatornát lezáró zsilipen keresztül a tó a Keszeg-ér közvetítésével a Rábából táplálható az igényeknek megfelelően. A védetté nyilvánítás óta a zsilipet csak indokolt esetekben nyitják ki, csakis akkor, ha a nagyon alacsony vízszint miatt az élővilág károsodna. Az intenzív halgazdálkodás (főleg a nagy mennyiségű haltáp kiszórása) és a környező területek mezőgazdasági művelése miatt a 19. században még szikes jellegű tóban az eutrofizációs folyamatok nagyon felgyorsultak.

Körülbelül tíz éve megjelent a gyékény (*Typha angustifolia* L.), amely napjainkra átlagosan 4 m-es sávban öleli körül a nyílt vizet, valamint az üledékfelszínre vastag, 20-30 cm iszapréteg rakódott le.

A tóról és környezetéről 1988-ban morfolometriai felmérés készült, amelynek legfontosabb adatait az alábbiakban közöljük. (Ezeket az adatokat természetesen csak tájékoztató jelleggel mutatjuk be, hiszen a nádasállományok dinamikus fejlődése következtében napjainkra az egyes indexek értékei megváltoztak.)

Morfometriai adatok:¹

Átlagos mélység: 0,6 m

Hosszúság (l): 490 m (a csatornák nélkül)

Szélesség (b): 440 m (a csatornák nélkül)

Tófelület (A_1): 114 000 m² (a csatornák nélkül)

(A_2): 132 853 m² (a csatornákkal)

Tótérfogat (V_1): 69 000 m³ (a csatornák nélkül)

(V_2): 79 000 m³ (csatornákkal együtt)

Parthossz (L_1): 1520 m (csatornák nélkül)

(L_2): 4300 m (csatornákkal együtt)

A nádas területe: 219 500 m²

A helyszíni vizsgálatok időrendje, vizsgálati helyek

Az 1998. március végén kezdett méréseket és mintavételeket *havonkénti* gyakorisággal hajtottuk végre. Az időpontok a következők voltak: III. 26., IV. 28., V. 26., VI. 25., VII. 27., VIII. 31., IX. 30., X. 30.

A *napszakos vizsgálatokat* VIII. 13–14. között, 5 kijelölt mintavételi ponton 7, 14 és 21 órakor végeztük el.

Bejártuk a *teljes vizsgálati területet*, a Keszeg-éren, a zsilipnél és az északi csatorna bevezető részén kvalitatív vizsgálatokhoz mintákat vettünk és tájékoztató jellegű méréseket végeztünk.

A vizsgált paraméterek tér- és időbeli változásainak nyomon követésére igyekeztünk a tó egészét felölelő mintavételi hálózatot kialakítani. Az egyes mintavételi pontokon karókat helyeztünk el. A tóban 16 mintavételi pontot jelöltünk ki, melyek jelentős része kizárólag csónakkal közelíthető meg (lásd 2. ábra).

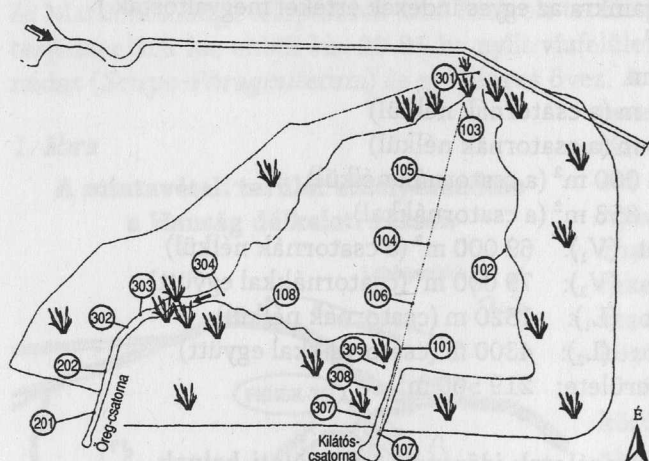
A mintavételi pontok hálózatát a hónapok során folyamatosan bővítettük, mivel például októberben az addig száraz nádasrészeket elborította a víz, és új típusú élőhelyek jöttek létre, ahol újabb pontok kijelölése vált szükségessé. Valamennyi Fehér-tóra vonatkozó mintavételi és mérési pontot FHT jellel és egy háromjegyű számmal látunk el.

Az FHT 101, 102, 103, ..., 199 kódszámok a nyílt vízi mintavételi pontokat jelölik.

Az FHT 201, 202, ..., 299 kódszámok a csatornák mentén, de nem a nádasban található mintavételi pontokat jelölik.

1 Török L.: Győrsövényháza: Fehér-tó hidrobiológiai vizsgálata. Kézirat, 1987.

A mintavételi pontok elhelyezkedése a Fehér-tóban



Az FHT 301, 302, ..., 499 kódszámok a tavat övező nádasban található pontokat jelölik.

Az FHT 501, 502, 402 stb. kódszámok a Keszeg-ér területén kijelölt mintavételi pontokat jelölik.

Az egyes mintavételi pontok elhelyezkedése a következő:

- FHT 101: a tó déli részén, a Kilátós-csatornában, közvetlenül a csatorna északi bejáratánál.

- FHT 102: a tó keleti szélén, a nádas és a gyékényes találkozási pontjánál.

- FHT 103: az északi csatorna bejárata előtti kis beöblösödésben.

- FHT 104: hozzávetőleg a tó közepén.

- FHT 105: a nyílt vízben a 103 és a 104-es között.

- FHT 106: a nyílt vízben a 101 és a 104-es között.

- FHT 107: A tó déli részén, a Kilátós-csatornában, a csatorna déli végétől kb. 15-20 méternyire, a benyúló rekettyefűzek szélén.

- FHT 108: A tó déli részén a Kilátós- és az Öreg-csatorna között, az Öreg-csatorna bejáratától kb. 30 m-re.

- FHT 201: A csatorna elején álló régi, még a halászat idején használt háztól kb. 30 méterre, a csatorna mentén álló nyárfák alatt.

- FHT 202: A 201 és a 302 pontok között, a csatornát szegélyező fák alatt.

- FHT 301: Az északi csatornában, a zsiliptől kb. 80 méterre a mesterségesen kialakított földnyelvre települt fűzfák alatt. A pont felkeresése az év nagyobbik részében nem megoldott, mivel a földnyelven keresztül, gyalogosan nem lehet megközelíteni, csónakkal pedig a széles nádas miatt csak kora tavaszig lehet felkeresni.

- FHT 302: Az Öreg-csatorna mentén a víz irányában gyalogosan be lehet menni körülbelül 250 m-t. A pont a csatorna víz felőli végén van, az FHT 303-tól kb. 30 méterre.

- FHT 303: Az Öreg-csatorna gyalogosan megközelíthető legtávolabbi pontja, a 304-től kb. 20 m-re.

- FHT 304: Közvetlenül az Öreg-csatorna bejárata előtt, a nádas szélén.

- FHT 305: A Kílatós-csatorna nyugati partján, a madárlessel körülbelül egy vonalban.

- FHT 306: A Kílatós-csatorna nyugati partján, a 305-től kb. 20 m-re.

- FHT 307: A Kílatós-csatorna nyugati partján, a 306-től kb. 55 m-re.

A mintavételi pontok közül a 107, 101, 106, 104, 105 és 103-as számú megközelítőleg egy a tó hosszmeteszétét átszelő egyenesre illeszkedik, amely mentén megkíséreltük az egyes vízkémiai jellemzők változásában esetlegesen kimutatható jellegzetességeket regisztrálni.

Vizsgálati módszerek

Vízkémia

A mintavételezések során a tó vizének fizikai és kémiai paraméterei közül az egyes mintavételi pontokon az alábbiakat kíséjük figyelemmel:

- hőmérséklet (°C)

- pH

- oldott O₂-koncentráció és százalékos telítettség (mg/l)

- vezetőképesség (μS/cm)

- zavarosság (619, 665 és 724 nm-es hullámhosszokon)

- lebegő anyag (mg/l)

- lúgosság (W°)

- HCO₃⁻ (mg/l)

- összes keménység, Ca-keménység, Mg-keménység (nk°)

- Ca²⁺ (mg/l)

- Na⁺ + K⁺ (mg/l)

- Mg²⁺ (mg/l)

- Cl⁻ (mg/l)

- SO₄²⁻ (mg/l)

- NO₃⁻ (mg/l)

- NO₂⁻ (mg/l)

- NH₄⁺ (mg/l)

- PO₄³⁻ (mg/l)

- SiO₂ (mg/l)

- KOI_{sMn} összes, oldott és formált (mg O₂/l)

- Fe₂³⁺ szűrt és szüretlen (mg/l).

1998. március, április és május hónapokban az oldott oxigénkoncentrációt leszámítva az összes felsorolt paraméter bevonásával tájékoztató jellegű méréseket végeztünk. A 101, 103 és 104-es pontokon az 1 literes műanyag edénybe gyűjtött minta az MTA Magyar Duna-kutató Állomás gödi laboratóriumában került feldolgozásra a Magyar Szabvány által rögzített módszerekkel.

1998 júliusától a hőmérsékletet, pH-t, oldott oxigénkoncentrációt és százalékos telítettséget, valamint a vezetőképességet az akkor megvásárolt MULTILINE-P4 (gyártó: WTW GmbH, Németország, Weilheim) többfunkciós terepműszerrel mérjük. A felsorolt 17 mintavételi ponton a méréseket a vízfelszín alatt 5 cm-re és közvetlenül az üledékfelszín feletti 1-2 cm-es vízrétegben végezzük. A mérésekkel egy időben a mintavételi pontokon a vízmélységet is meghatározzuk. A havi méréseket 10–13 óra között végezzük, a felkeresett mintavételi pontok sorrendje mindig ugyanaz.

A tervezett napszakos méréseink közül az elsőt 1998. augusztus 13–14. között végeztük el. A mérések 7, 14 és 21 órakor történtek az 101, 103, 104, 105 és 106-os mintavételi pontokon.

Zoológia

A zoológiai vizsgálatok elsődlegesen a tóban előforduló *Ostracoda* és *Copepoda* alosztályok, illetve a *Cladocera* rend fajai által alkotott populációk térbeli mintázatának és évszakos dinamikájának feltérképezését és a fajok meghatározását célozzák, de hogy a tó vízi gerinctelen faunájának a feltárása minél szélesebb körű legyen, a mintákból előkerült egyéb taxonok képviselői is meghatározzuk.

A mintavételek során plankton-, üledék- és üledékfelszíni mintát vettünk a következő módszerekkel:

1. A planktonminta gyűjtéséhez 50 liter vizet 70 μm lyukbőségű planktonhálón szűrünk át.

2. Az üledékmintákat Ekman-Birge típusú iszapmarkolóval vesszük. A markolóval kiemelt 15 \times 15 cm alapterületű üledékkockát a felette elhelyezkedő pár cm-es vízréteggel együtt 80 μm lyukbőségű hálón szűrjük át.

3. Az üledékfelszíni mintát egy 80 μm lyukbőségű háló üledékfelszínen történő végigvezetésével nyerjük (kb. 100 \times 30 cm-es sáv).

4. Az októberi mintavétel során a déli csatornák vízzel borított nád- és gyékényállományaiban átlagmintákat vettünk úgy, hogy az egyes mintavételi pontokon 5-6 pontból mintát vettünk, majd ezeket összeöntöttük.

A 101, 102, 103 és 104-es pontokon planktonmintát, üledékfelszíni mintát és üledékmintát is vettünk, a többi ponton plankton- és üledékfelszíni mintát, valamint az Öreg-csatornában az alacsony vízmagasság miatt össze-sített plankton- és üledékfelszíni mintát vettünk. A mintákat a helyszínen 4–5%-os formalin-oldattal tartósítottuk.

A mintafeldolgozás rendkívül sok időt vesz igénybe, hiszen például októberben a mintaszám 25 volt.

A mintákban talált állatokat Zeiss SMXX típusú binokuláris mikroszkóp alatt válogatjuk ki és egyidejűleg a mintából kiszedett állatokat 80%-os etanolba tesszük. A fajok meghatározása Zeiss mikroszkóppal történik.

Eredmények és előzetes értékelésük

Vízkémiai eredmények

A március, április és május hónapokban végzett széles körű vízkémiai analízisek eredményeit az 1. táblázatban közöljük.

1. táblázat

A laboratóriumi vízkémiai analízisek eredményei

Időpont	1998. március 26.			1998. április 28.			1998. május 26		
Mintavételi hely	101	103	104	101	103	104	101	103	104
Vízkémiai jellemzők									
Zavarosság 619	83	83	83	40	43	29	32	22	30
Zavarosság 665	91	91	91	43	50	30	33	23	32
Zavarosság 724	111	111	111	50	56	32	38	26	35
Vezetőképesség ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	532	518	511	529	524	493	496	488	488
Lebegő anyag (mg/l)	7,9	14,40	13,00	15,2	14,8	14,4	14,0	22,0	18,0
pH	7,80	7,88	8,02	7,42	7,65	7,89	8,21	8,19	8,18
Lúgosság (W)	5,5	5,6	6,6	5,6	5,4	5,3	4,7	4,6	4,3
HCO_3^- (mg/l)	335,6	341,7	341,7	341,6	329,5	323,4	286,7	280,6	244,4
Összes keménység (nk°)	14,6	13,7	15,1	13,5	14,4	9,0	12,7	12,3	11,4
Ca-keménység (nk°)	2,2	2,2	2,3	5,1	4,3	3,4	6,9	6,4	6,5
Mg-keménység (nk°)	12,4	11,5	12,8	8,4	7,1	5,6	5,8	5,9	4,9
Ca^{2+} (mg/l)	15,5	15,5	16,3	36,6	30,7	24,1	49,6	45,6	46,3
$\text{Na}^+ + \text{K}^+$ (mg/l)	32,5	19,7	31,0	28,6	35,8	37,3	34,2	30,4	31,0
Mg^{2+} (mg/l)	53,8	49,8	55,6	33,7	43,5	44,4	25,1	25,5	21,2
Cl^- (mg/l)	29,8	29,5	31,3	36,5	35,8	32,1	32,3	33,8	33,0
SO_4^{2-} (mg/l)	13,0	14,0	12,0	10,1	12,3	6,8	20,1	11,5	22,5
NO_3^- (mg/l)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NO_2^- (mg/l)	0,005a	0,005a	0,005a	0,005a	0,05a	0,005a	0,05a	0,05a	0,05a
NH_4^+ (mg/l)	1,90	1,36	1,50	1,6	1,4	1,7	0,83	0,77	0,67
PO_4^{3-} (mg/l)	0,5a	0,5a	0,5a	0,5a	0,5a	0,5a	0,5a	25	20
SiO_2 (mg/l)	0,123	0,123	0,081	2,6	3,3	3,5	4,6	5,4	6,7
KOI_{sMn} összes (mg O_2/l)	19,2	17,7	17,7	18,6	19,0	19,2	19,0	21,0	17,0
Oldott (mg O_2/l)	17,7	16,4	16,7	15,6	17,6	18,4	16,0	17,1	16,2
Formált (mg O_2/l)	1,50	1,30	1,00	3,0	1,4	0,8	3,0	3,9	0,8
Fe^{3+} szűrt (mg/l)	0,0	0,0	0,0	1,0	0,6	0,4	0,0	0,0	0,0
Szűretlen (mg/l)	1,84	1,56	1,32	5,9	5,9	4,1	3,8	4,7	3,5
Összes só (számolt) (mg/l)	480,2	470,2	487,9	487,1	487,6	468,1	448,0	427,6	398,5

Az adatokból az ilyen mérsékelten sekély, a környezeti tényezőktől erősen függő, fenékgig felkeveredő víz esetén messzemenő következtetéseket nem lehet levonni, mégis hozzávetőleg behatárolható a tó víztípusa. Az adatok alapján a Fehér-tó Dévai István rendszere alapján, alfa-oligohalóbikus (3. halobitási fokozat) jelentős HCO_3^- iondominanciával, oldott ortofoszfátban és szervesetlen kötésű nitrogénben (elsősorban NH_4^+) gazdag, a KOI_{sMn} értéke alapján alfa mezoszaprób jellegű víz.

2. táblázat

A hőmérséklet, pH, vezetőképesség és oldottóxigén-koncentráció helyszíni méréseinek eredményei az egyes mintavételi pontokon

Iddő:	1998. július 27.					1998. augusztus 13.					1998. augusztus 31.					1998. szeptember 30.					1998. október 30.				
Jell.	°C	pH	O ₂	O ₂ %	V	°C	pH	O ₂	O ₂ %	V	°C	pH	O ₂	O ₂ %	V	°C	pH	O ₂	O ₂ %	V	°C	pH	O ₂	O ₂ %	V
Hely																									
101v	25,8	9,87	8,26	102	333	30,4	9,64	7,71	98,7	357	17,9	9,81	8,59	88,3	325	15,2	8,89	8,75	85,1	368	8,6	8,23	8,84	76	486
101b	25,4	9,69	8,19	95	337	27,8	9,39	6,57	83,9	361	15,2	9,61	8,04	80,5	323	14,7	8,91	7,83	78,4	372	8,4		8,38	72,3	485
102v	25,9	9,73	9,42	119,8	325	31,3	10,02	7,44	100,6	367	17,3	9,5	8,07	83,3	317	15,3	8,41	6,31	63,5	390	8,4	8,32	10,07	87,2	489
102b	25,7	9,74	9,32	115	325	29	9,11	6,73	81,8	355						14,6	7,92	4,16	41,6	398	8,4		9,91	85,6	488
103v	25,3	7,47	1,74	20,8	440	25,6	7,56	2,22	26,6	401	19,5	8,43	7,14	77,4	420	16,1	8,72	7,72	78,9	385	8,7	7,78	7,26	63,3	520
103b	25,2	7,44	1,73	20,8	440											15,1	7,55	6,19	60,5	424	8,6		7,15	61,8	520
104v	26,2	9,32	10,87	137,4	367	30,6	9,26	8,4	109,3	364	18,9	10,34	13,43	144,9	335	16,2	9,29	11,59	120	364	8,6	8,56	11,8	102,3	486
104b	26,5	9,31	10,73	136	366	30,4	9,26	7,92	107,2	364	18,8	10,35	13,45	145,3	336	16	9,31	11,64	120,4	364	8,6		11,6	100,8	486
105v	26	8,3	5,67	70,9	436	30,6	9,31	8,2	107,7	364	18,7	10,33	13,8	148	333	16,1	9,26	11,4	117,7	362	8,4	8,54	11,44	98,9	486
105b	26	7,99	5,69	70,5	434	30,4	9,29	8,31	112,2	374	18,6	10,36	13,48	144	333	16	9,27	11,24	115,4	365	8,5		11,32	97,7	486
106v	27,4	9,79	11,69	147,9	337	30,8	10,06	9,47	128,7	375	19,5	10,41	14,7	161,1	341	17	9,43	12,66	132,8	350	8,5	8,59	11,67	101,1	482
106b	27,3	9,81	11,74	149,2	410	30,7	10,03	9,26	127,7	375	19,6	10,42	14,8	161,7	340	16,7	9,44	12,84	133,8	351	8,4		11,37	98,1	483
107v	26,6	9,63	8,05	100,2	337	28,1	8,94	1,8	24,9	386	16,6	9,04	7,06	72,6	360	15,5	8,09	6,75	68,5	394	9,1	7,66	5,9	44,6	504
107b	25,3	9,21	4,05	50,8	335	26,7	8,88	6,25	78,9	410	15,8	8,72	5,98	62,2	367	14,7	7,78	4,86	49	411	8,7		4,7	41,1	505
108v						22,2	9,11	3,97		363	20,1	10,15	15,75	175,4	343	16,6	9,15	11,34	118,8	369	8,6	8,55	11,69	101,3	474
108b											20	10,21	15,4	167,3	341	16,3	9,19	11,71	122	369	8,5		11,5	99,8	475
302						24	9,31	7,29		418	17,8	9,04	12,41	132,2	389	15	7,48	3,76	94,8	649	8,7	7,44	0,11	32,3	715
201						21,6	7,66	2,79		450	14,9	7,82	3,01	30,4	430	14,3	7,5	0,06	37,8	608	9,1	7,36	0,2	9,7	710

A szürkével jelölt mintavételi helyek az alacsony vízszint miatt nem voltak megközelíthetők, illetve az alacsony vízmagasság miatt maradt el az üledékfelszín feletti mérés. Jelmagyarázat: vízfelszíni mérés (v), üledékfelszín feletti mérés (ü), oldottóxigén-koncentráció mg/l-ben (O₂), oldott oxigén százalékos telítettsége (O₂ %), vezetőképesség µS/cm-ben (V).

A MULTILINE-P4 többfunkciós műszerrel július és október között végzett mérések során az egyes mintavételi pontokon kapott adatokat a 2. táblázatban mutatjuk be, valamint a megközelítőleg egy egyenest alkotó nyílt vízi transzektek 107, 101, 106, 104, 105 és 103-as mintavételi pontjain kapott eredményeinket grafikus formában mutatjuk be a 3–6. ábrákon.

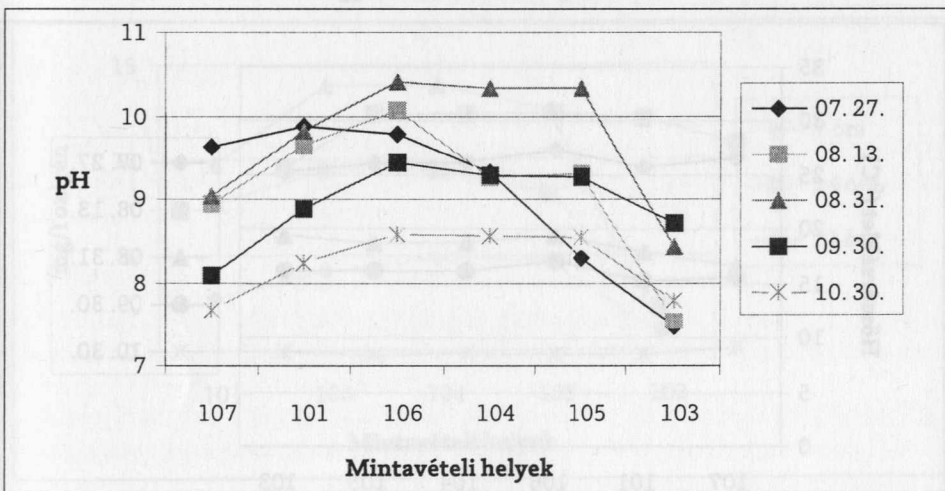
Megállapítható, hogy:

1. A tó viszonylag kis mérete és vízmélysége ellenére az egyidejű mérések során a mintavételi pontok között jelentős különbségek vannak, elsősorban a nyílt vízben (106, 104, 105, 108-as pontok) és a csatornában (107, 103, 201, 302-es pontok) mért értékek között.

2. A 107, 101, 106, 104, 105 és 103-as mintavételi pontok alkotta egyenes mentén a négy vízkémiai jellemző értékeit ábrázolva megfigyelhető, hogy az oldottóxigén-koncentráció, a pH és a vízhőmérsékleti értékek minden esetben a tó középső területén kijelölt 104, 105 és 106-os pontokon voltak a legmagasabbak, míg a csatornák bejáratánál (101, 103), valamint a csatornában (107-es pont) a mért értékek mindig alacsonyabbak voltak. A vezetőképesség változása éppen fordított, a legnagyobb értékeket mindig a vízparthoz közeli pontokon (102, 103, 107, 201, 302) mértük. Az októberi magas vízállás idején a nyílt vízi 490 µS/cm körüli értékek mellett a 307-es pontnál 784 µS/cm

3. ábra

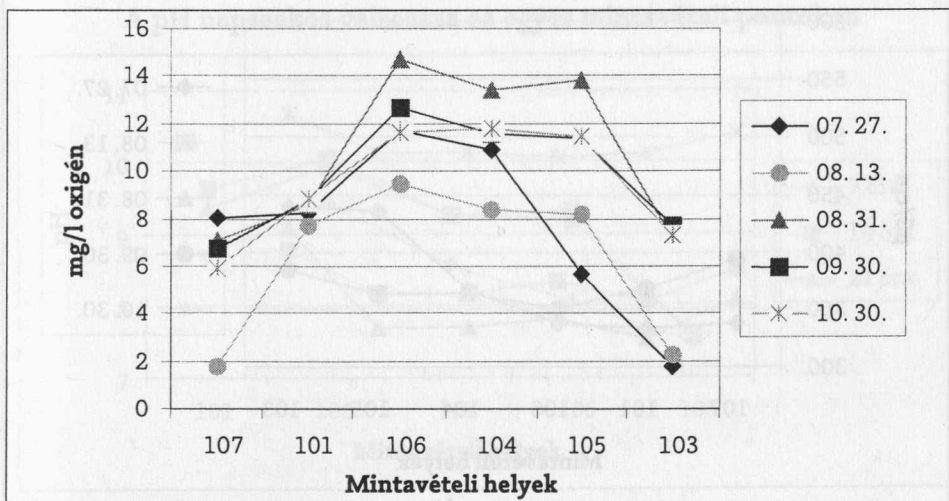
A pH változása a 107, 101, 106, 104, 105 és 103 pontokon júliustól októberig



volt. A mintavételi pontok között a legnagyobb különbségek az *oldottoxigén*-koncentrációkban mutatkoztak. Az augusztus 13-i mintavétel (a hosszan tartó meleg és aszály következtében 20-25 cm-es átlagos vízmélység!) kivételével a 104 és 106-os nyílt vízi pontokon az oxigénkoncentráció minden

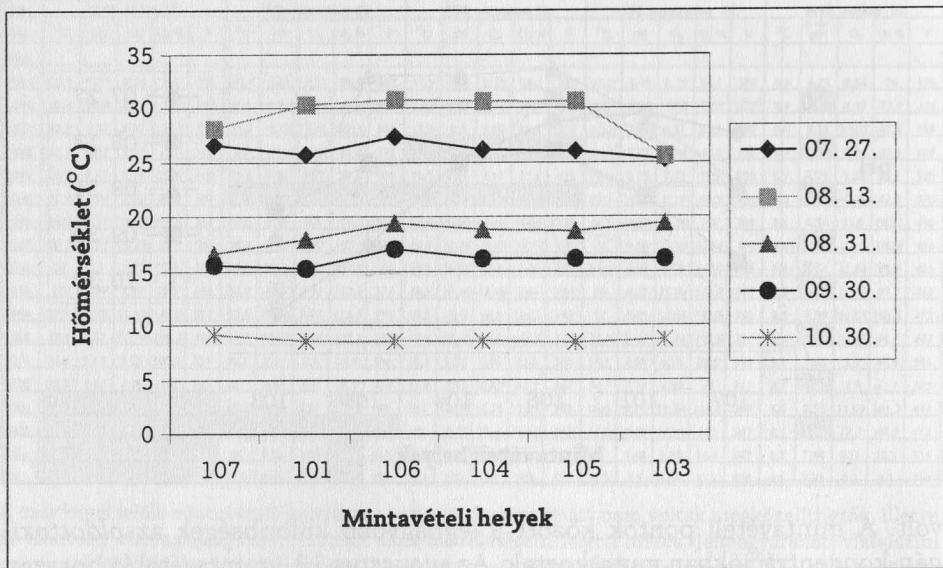
4. ábra

Az oldottoxigén-koncentráció változása a 107, 101, 106, 104, 105 és 103 pontokon júliustól októberig



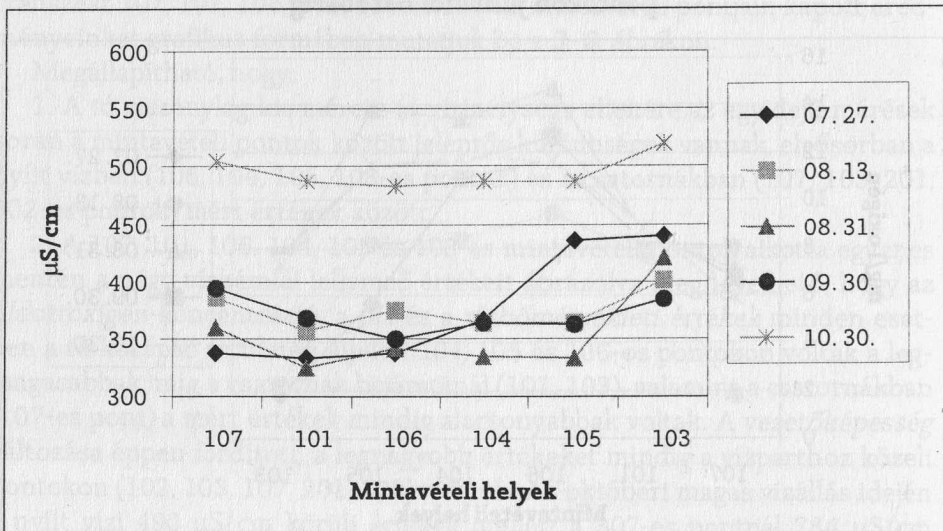
5. ábra

A hőmérséklet változása a 107, 101, 106, 104, 105 és 103 pontokon júliustól októberig



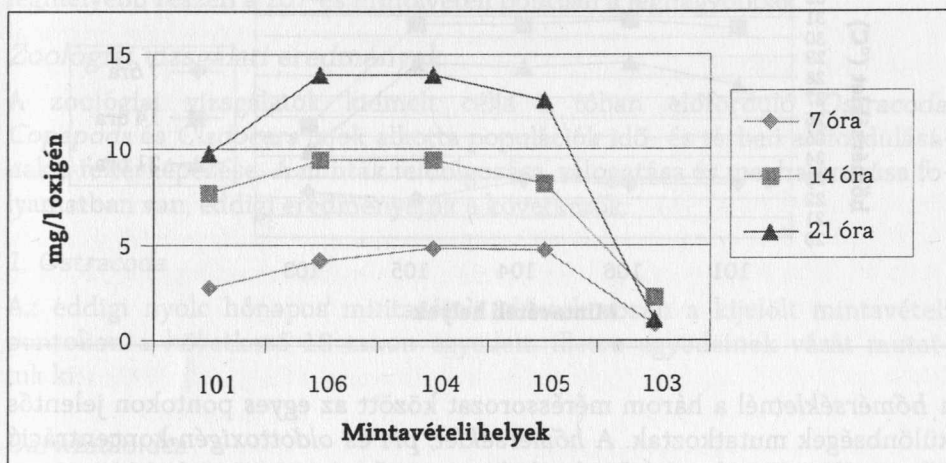
6. ábra

A vezetőképesség változása a 107, 101, 106, 104, 105 és 103 pontokon júliustól októberig



7. ábra

Az oldottoxigén-koncentráció napszakos változása az egyes mintavételi pontokon

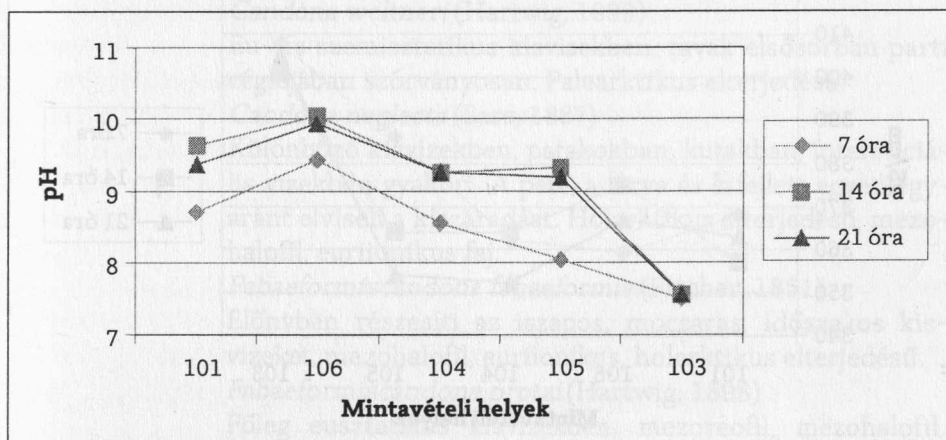


esetben 10 mg/l felett volt, míg az Öreg-csatorna végén 3 mg/l fölé nem emelkedett. Az októberi mintavétel idején a többnapos állandó, erős szelek hatására a mintavételi pontok közötti különbségek mérséklődtek, a görbék ellapultak, de a vizsgált paraméterek változási dinamikája a transzekt mentén megmaradt.

3. Az augusztusi napszakos mérések eredményeit a 7–10. ábrákon grafikon formájában mutatjuk be. Elsősorban az *oldottoxigén*-koncentrációnál és

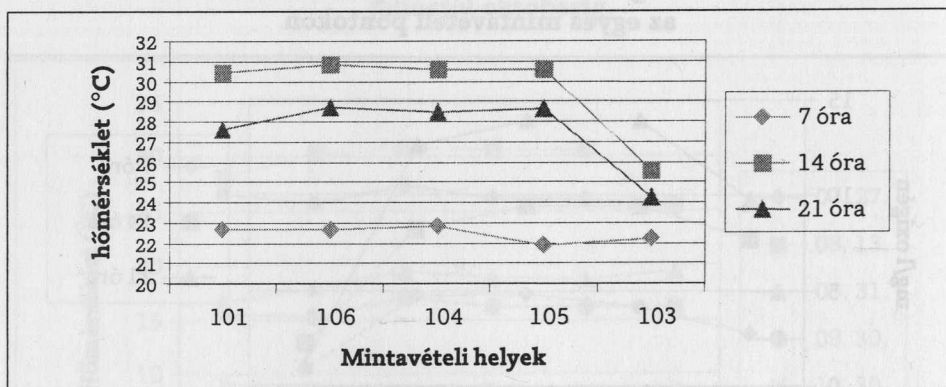
8. ábra

A pH napszakos változása az egyes mintavételi pontokon



9. ábra

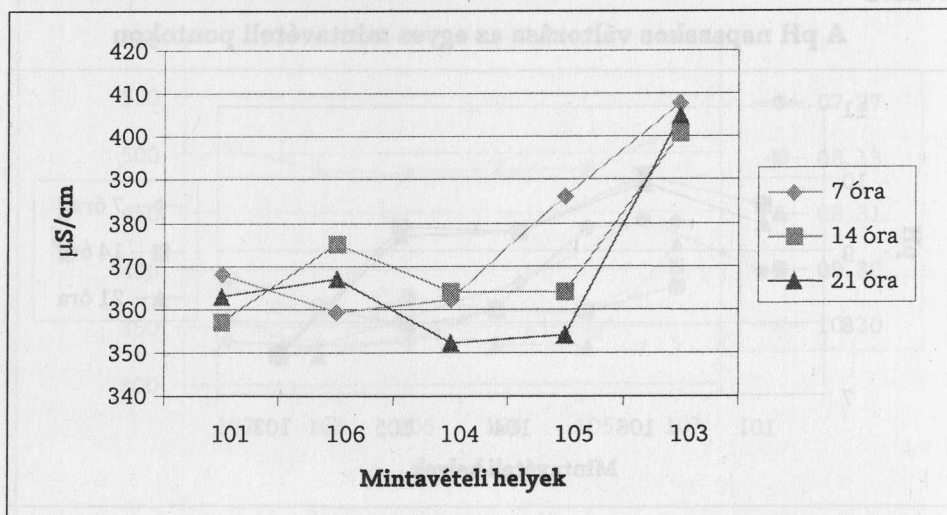
A hőmérséklet napszakos változása az egyes mintavételi pontokon



a hőmérsékletnél a három méréssorozat között az egyes pontokon jelentős különbségek mutatkoztak. A hőmérséklet, pH és oldottóxigén-koncentráció tekintetében itt is kimutatható volt, hogy a nyílt vízi 104, 105 és 106-os pontokon magasabb, míg a part közeli 103-as mintavételi ponton alacsonyabb értékeket mértünk. A vezetőképesség értéke itt is a 103-as mintavételi ponton volt a legnagyobb. A napi oxigéntartalom-változás a 103-as pont kivételével igen magas, a napi oxigéntartalom-változás indexértékei 25,0 (FHT 101), 33,0 (FHT 106), 20,0 (FHT 104), 21,0 (FHT 105) és 3,8 (FHT 103).

10. ábra

A vezetőképesség napszakos változása az egyes mintavételi pontokon



4. Az egyes mintavételi pontokon a vízfelszíni és az üledékfelszínen mért értékek között elsősorban az *oldottoxigén*-koncentrációban különbségek vannak. A vízoszlopban tapasztalt vertikális eltérések minden esetben a tó legmélyebb részén a 107-es mintavételi pontban a legnagyobbak.

Zoológiai vizsgálati eredmények

A zoológiai vizsgálatok kiemelt célja a tóban előforduló *Ostracoda*, *Copepoda* és *Cladocera* fajok alkotta populációk idő- és térbeli előfordulásának a feltérképezése. A minták feldolgozása, válogatása és meghatározása folyamatban van, eddigi eredményeink a következők:

1. *Ostracoda*

Az eddigi nyolc hónapos mintavételi időszak során a kijelölt mintavételi pontokon a következő 18 taxon egyedeit, illetve egyedeinek vázát mutatuk ki:

Darwinuloidea

Darwinula stevensoni (Brady & Robertson, 1870)

Halastavakban, tavakban és lassan áramló patakokban elég gyakori. Oligoreofil, mezohalin, kozmopolita.

Cypridoidea

Candonidae

Candoninae

Candona candida (O. F. Müller, 1776)

Az áramló vizek kivételével szinte minden vízi élőhely-típusban megtalálható, az időszakos tavacskákban is, mivel a juvenilis alakok az iszapban átvészelik a száraz periódust. Holarktikus elterjedésű, gyakori faj.

Candona weltneri (Hartwig, 1899)

Eu- és szemisztatikus kisvizekben, tavak elsősorban parti régiójában szórványosan. Palearktikus elterjedésű.

Candona neglecta (Sars, 1887)

Különböző kisvizekben, patakokban, kutakban, intersticiális vizekben gyakori. A pete, a lárva és kifejlett egyed egyaránt elviseli a kiszáradást. Holarktikus elterjedésű, mezohalofil, euriionikus faj.

Fabaeformiscandona fabaeformis (Fischer, 1851)

Előnyben részesíti az iszapos, mocsaras, időszakos kisvizeket, mezohalofil, euriionikus, holarktikus elterjedésű.

Fabaeformiscandona protzi (Hartwig, 1898)

Főleg eusztatikus kisvizekben, mezoreofil, mezohalofil, euriionikus, európai elterjedésű faj.

Fabaeformiscandona fragilis (Hartwig, 1898)

Mindenféle állandó és időszakos kisvizekben előforduló, európai faj.

Pseudocandona rostrata (Brady & Norman, 1889)

Eu- és szemisztatikus kisvizekben megtalálható, európai elterjedésű.

Pseudocandona sp. (*pratensis/compressa* formakör)

Cyclocypridinae

Cypria spp. (elkülönítésük a héj alapján nem egyértelmű)

Physocypria kraepelini (G. W. Müller, 1903)

Halastavakban, különböző kisvizekben viszonylag gyakori, oligohalofil, euritermikus, palearktikus elterjedésű.

Cyclocypris laevis (O. F. Müller, 1776)

Az áramló vizek kivételével szinte minden víztípusban megtalálható. Mezohalofil, euriionikus, holarktikus elterjedésű.

Cyclocypris ovum (Jurine, 1820)

A *Cyclocypris laevis*hez hasonló elterjedésű.

Ilyocyprididae

Ilyocypris monstrifica (Norman, 1862)

Izapos állóvizekben előforduló, aktívan úszó, palearktikus elterjedésű.

Cyprididae

Cypridopsinae

Cypridopsis vidua (O. F. Müller, 1776)

Aktív úszó faj, az eusztatikus tavakat és kisvizeket kedveli. euritermikus, fitofil, oligohalofil, kozmopolita.

Cypridopsis hartwigi (Müller, 1900)

Cirkum-mediterrán faj, Közép- és Nyugat-Európában előfordulása esetleges, behurcolása elsősorban a vándormadarak közvetítésével történő passzív diszperzióval megy végbe. Magyarországon még nem találták meg, feltehetőleg faunaterületünkön stabil, életképes populációt nem tud fenntartani.

Cytheroidea

Limnocytheridae

Limnocytherinae

Limnocythere inopinata (Baird, 1843)

A környezeti tényezők széles skáláját tolerálja, a gyors folyású vizek kivételével szinte mindenütt előfordul. Euri-termikus, mezohalofil holarktikus.

Timiriaseviinae

Metacypris cordata (Brady & Robertson, 1870)

Mezotróf, eutróf tavak, kisvizek parti vegetációjában fordul elő. Palearktikus.

A kimutatott taxonok nagy része a szemi- és eusztatikus kisvizeket kedvelő, mezohalofil, euriionikus taxon. A *Cypridopsis hartwigit* kivéve, melyet csupán egy alkalommal találtunk meg, a többi taxon a faunaterületünkről már kimutatott, nagyrészt holarktikus és palearktikus faj.

A márciustól októberig tartó mintavételek folyamán minden hónapban találtunk élő kagylósrákokat, de az egyes taxonok képviselőinek jelenléte az egyes mintavételi pontokon nagyon változó volt. Az egyes fajok abundanciája októberben a vízzel borított nádasállományokban volt a legnagyobb, mikor is a 305, 306 és 307-es pontokon viszonylag diverz fajközösség alakult ki a következő fajokból: *Candona candida*, *Candona weltneri*, *Pseudocandona rostrata*, *Cyclocypris ovum*, *Cyclocypris laevis* és *Cypridopsis vidua*. A *Cypridopsis hartwigit* is kizárólag októberben találtuk meg a 306-os ponton.

A tavaszi és nyári kis egyedszámok feltehetően a vizsgálati év szélsőséges vízjárásával is összefüggnek; a hőszegegy tél és a tavaszi kevés csapadék miatt a tenyészidőszak már vízdeficittel kezdődött, ami nyáron tovább fokozódott, a tó majdnem kiszáradt.

Összehasonlításuképpen megemlítjük, hogy a Balatonból Ponyi J. és munkatársai² három, a tó hossz tengelyére merőleges szelvény mentén gyűjtöttek kilenc hónapon keresztül néhány alkalommal. 17 *Ostracoda* taxon élő egyedeit és a korábban elpusztult egyedek teknőit mutatták ki, melyek közül 8 taxon közös a Fehér-tóéval. A Fertőből korábban különböző szerzők 16 faj jelenlétét mutatták ki, később Ponyi J. és Dévai I. öt alkalommal gyűjtött a tó területén és csupán 8 fajt talált meg,³ melyek közül a *Cyclocypris laevis* és a *Cyclocypris ovum* a Fehér-tóban is előfordult. A Fertő osztrák oldalán a nádasállományokból Löffler H. 13 fajt írt le,⁴ ebből az előző két közös faj mellett a *Fabaformiscandona fabaformis* és a *Candona neglecta* fordul elő a Fehér-tóban is. A Fehér-tóból eddig kimutatott 18 taxon gazdag kagylósrákfaunát jelez, amelynek részben az az oka, hogy a balatoni és fertői néhány vizsgálati alkalommal szemben a Fehér-tavon 8 hónapon át havonta történt mintavétel.

2 Ponyi J. – Szuromi-Korecz A.: A Balaton kagylósrákjai (*Ostracoda*). *Állattani Közlemények*, 1996. 81. 203–209.

3 Ponyi J. – Dévai I.: The Crustacea of the Hungarian area of Lake Fertő. *Opusc. Zool. Bpest*, 1979. 16. 107–127.

4 Löffler, H.: The crustacean fauna of the *Phragmites* belt (Neusiedlersee). In Löffler, H. (ed.): *Neusiedlersee, the limnology of a shallow lake in Central Europe*. The Hague, 1979, Dr. Junk, 399–406.

2. Copepoda

A minták feldolgozása során az alábbi 10 taxon képviselőinek jelenlétét mutattuk ki:

Harpaticoida

Bryocamptus sp.

Calanoida

Diaptomidae

Diaptomus castor (Jurine, 1820)

Elsősorban kisvizek növényzetben gazdag részein. Európai elterjedésű.

Mixodiaptomus kupelwieseri (Brehm, 1907)

Elsősorban kisvizekben, európai faunaelem.

Cyclopoida

Cyclopidae

Eucyclops sp.

Paracyclops affinis (Sars, 1863)

Kisvizekben, a növényzet között, kozmopolita.

Paracyclops fimbriatus (Fischer, 1853)

Izapos kisvizekben, többnyire az aljzat közelében tartózkodik.

Cyclops vicinus vicinus (Ulianine, 1875)

Főleg nagyobb tavak planktonjának a tagja, holarktikus.

Cyclops strenuus strenuus (Fischer, 1851)

Elsősorban időszakos kisvizekből írták le, palearktikus.

Microcyclops varicans (Sars, 1863)

Tavak parti régiójában gyakori, kozmopolita.

Mesocyclops leuckarti (Claus, 1857)

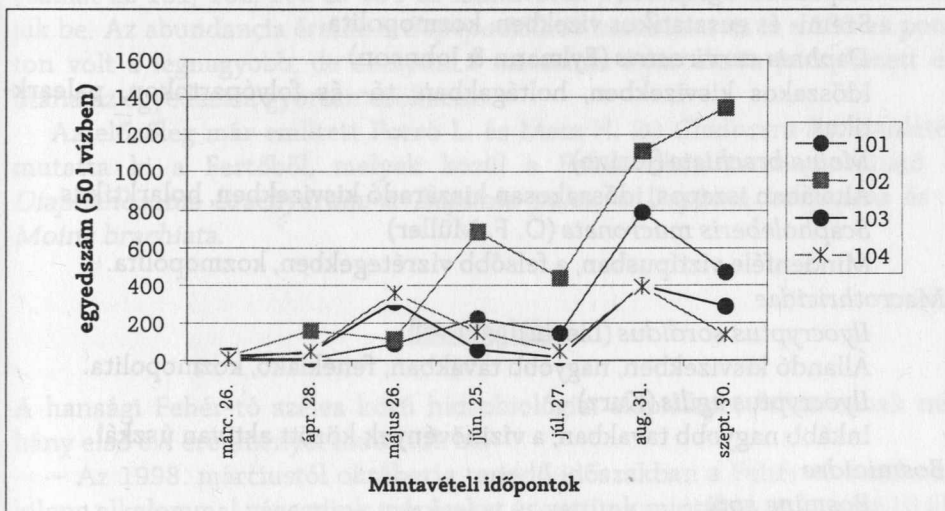
Nagyobb tavakban, valamint kisebb halastavakban, főleg a nyílt vízterekben, kozmopolita.

A fajok nagy része a kagylósrákokhoz hasonlóan elsősorban a különböző kisvizekben előforduló, faunaterületünkről már kimutatott faj.

Az evezőlábú rákok képviselői a teljes mintavételi periódus folyamán az összes mintavételi ponton jelen voltak. A Fehér-tó *Copepoda* faunájának döntő részét a *Cyclopinae* alcsaládba tartozó fajok alkotják, a planktonhálós vett mintákban eddig kizárólag ezeknek a fajoknak a jelenlétét regisztráltuk. A nyílt vízben és az üledékfelszínen a *Cyclops vicinus vicinus* egyedszáma volt a legnagyobb. A kvantitatív vizsgálatokra alkalmas planktonhálós mintákban talált *Copepodák* összegyedszámát az elsőként kijelölt 101, 102, 103 és 104-es pontokon a 11. ábrán mutatjuk be. Az ábrán látható, hogy május kivételével a legnagyobb egyedszámmértékek minden esetben a 102-es

11. ábra

A különböző Copepoda fajok összegyedszáma a planktonmintákban márciustól szeptemberig a 101, 102, 103 és 104 mintavételi pontokon



mintavételi pontban jelentkeztek, valamint a kijelölt négy pont esetében az abundancia nyár végén, illetve a 102-es pont esetében szeptember végén volt a legmagasabb.

Forró L. és Metz H. két éven keresztül hetente vizsgálta a zooplankton összetételét a Fertő nádasállományaiban és 14 *Copepoda* faj jelenlétét mutatta ki,⁵ melyek közül a leggyakoribbak a Fehér-tóban is gyakori *Cyclops strenuus* és *Mesocyclops leuckarti* voltak, valamint előfordult még a *Paracyclops fimbriatus* is. A Fehér-tóban szintén gyakori *Cyclops vicinus vicinus* előfordulását a Fertőből elsőként mutatták ki.

3. Cladocera

A tóban az ágascsapú rákok következő taxonjait mutattuk ki:

Sididae

Diaphanosoma brachyurum (Liévin)

Sekély tavak nyílt vízi részén, euriionikus, mezohalofil, melegkedvelő, holarktikus.

⁵ Forró L. – Metz H.: Observations on the zooplankton in the reedbelt area of the Neusiedlersee. *Hydrobiologia*, 1987. 145. 299–307.

Daphniidae

Daphnia pulex (Leydig & Scourfield)

Szemi- és eusztatikus vizekben, kozmopolita.

Daphnia longispina (O. F. Müller)

Szemi- és eusztatikus vizekben, kozmopolita.

Daphnia curvirostris (Eylmann & Johnson)

Időszakos kisvizekben, holtágakban, tó- és folyópartokon, palearktikus.

Moina brachiata (Jurine)

Általában iszapos, időszakosan kiszáradó kisvizekben, holarktikus.

Scapholeberis mucronata (O. F. Müller)

Mindenféle víztípusban, a felsőbb vízrétegekben, kozmopolita.

Macrothricidae

Ilyocryptus sordidus (Liévin)

Állandó kisvizekben, nagyobb tavakban, fenéklakó, kozmopolita.

Ilyocryptus agilis (Kurz)

Inkább nagyobb tavakban, a vízínövények között aktívan úszik.

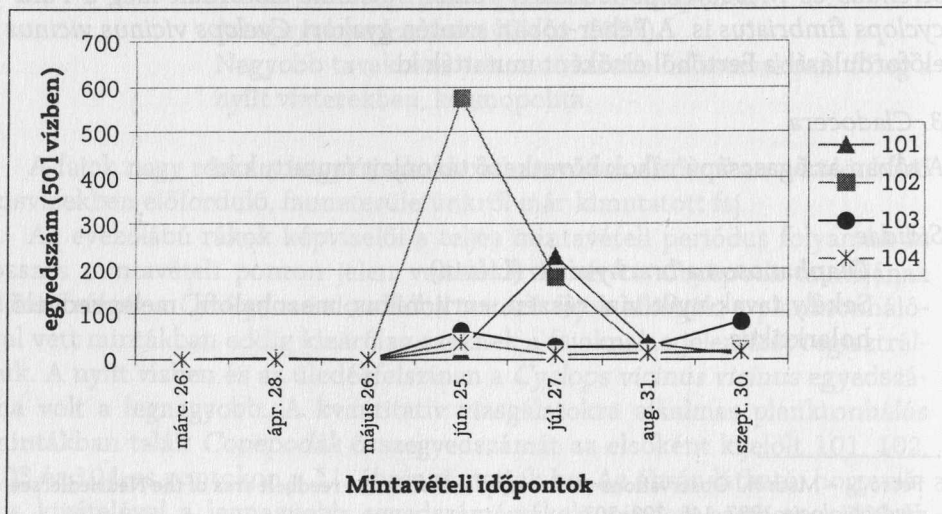
Bosminidae

Bosmina spp.

A tóban előforduló *Cladocera* fajok leggyakoribb képviselője a *Moina brachiata* (Jurine) volt, valamint az üledékfelszíni mintákban a tavaszi hóna-

12. ábra

A különböző *Cladocera* fajok összegyedszáma a planktonmintákban márciustól szeptemberig a 101, 102, 103 és 104-es mintavételi pontokon



pokban viszonylag gyakori faj volt az *Ilyocryptus sordidus* (Kurz) is. A többi taxon egyedei csak néhány mintavételi ponton. kis abundanciaértékekkel voltak jelen. A planktonhálós mintákban talált ágascsapú rákok összegyedszámát az 101, 102, 103 és 104-es mintavételi pontokon a 12. ábrán mutatjuk be. Az abundancia értéke a *Copepodák*hoz hasonlóan itt is a 102-es ponton volt a legnagyobb, de ehelyütt a maximum nyár elején jelentkezett és utána az egyedszám gyorsan csökkent.

Az előzőleg már említett Forró L. és Metz H. 20 *Cladocera* faj jelenlétét mutatta ki a Fertőből, melyek közül a Fehér-tóban is megtalálható a *Diaphanosoma brachyurum*, a *Daphnia pulex*, a *Daphnia longispina* és a *Moina brachiata*.

Összefoglalás

A hansági Fehér-tó széles körű hidrobiológiai alapállapot-feltárásának néhány első évi eredményét mutattuk be.

- Az 1998. márciustól októberig terjedő időszakban a Fehér-tó területén kilenc alkalommal végeztünk méréseket és vettünk mintákat. A kijelölt 16 állandó és 5 alkalomszerű mintavételi pontról összesen 158 mintát gyűjtöttünk és mintegy 700 fizikai, kémiai mérési adatot regisztráltunk. A minták feldolgozása során ez idáig 36 *Ostracoda*, *Copepoda* és *Cladocera* taxon jelenlétét mutattuk ki, az *Oligochaeta*, *Mollusca*, *Amphipoda*, *Isopoda* és *Insecta* taxonok feldolgozása folyamatban van.

- A 12 hónapos mintavételi időszak a Fehér-tó (és hasonló kisvizek) esetében nem elegendő a kiválasztott élőlénycsoportok térbeli és évszakos dinamikájának feltérképezésére és a tó igényesebb alapállapot-felmérésére. Indokolt tehát a munkatervben eleve megadott, legalább 2-3 éves folyamatos vizsgálati időszak.

- Figyelembe véve a Fehér-tó viszonylag változatos élőhelykínálatát 1999-ben az alapállapot-felmérés keretében a mintavételi pontokon minden alkalommal és valamennyi paraméterre kiterjedő vizsgálatokon kívül további, mintegy 15-20 pontban célzott, alkalomszerű vizsgálatok végzendők.

- A kagylósrákok tér- és időbeli elterjedési mintázatának feltérképezésében az alkalmazott mintavételi módszerek - az időközben nyert külföldi tapasztalatokat is figyelembe véve - a következő mintavételi periódusban tovább finomíthatók.

A vizsgálatsorozat második évében egyrészt a fentiekben bemutatott kutatások folytatását tervezzük, néhány kisebb módosítással, másrészt algológiai és makrofiton vizsgálatokkal, valamint hal- és halászatbiológiai kutatásokkal bővítjük vizsgálataink körét.

Egy tölgyes- és egy fenyvesállomány Isopoda együtteseinek szünbiológiai vizsgálata a Rinya-ártéren III. Nagyatád-Kivadár

A szárazföldi ászkarákok (*Oniscidea*) mind mennyiségüket, mind a táplálék-hálózatokban betöltött szerepüket tekintve a talaj faunájának egyik legfontosabb csoportját képezik. A holt növényi anyagot felaprítják, és ezzel előkészítik a gombák és baktériumok számára, melyek a mikrobiológiai bontást végzik el. Fontosságuk ellenére eddig méltatlanul kevés vizsgálat folyt az egyes hazai *Isopoda* fajok biológiáját, ökológiai szerepét illetően. A csoport alacsony kutatottságát jelzi az a tény is, hogy 1942 óta¹ az elmúlt évben készült először faunisztikai összefoglaló Magyarország *Oniscidea* faunájáról.² A természetes életközösségek *Isopoda* együtteseinek szünbiológiai kutatását illetően is viszonylag kevés tanulmány született.³ Nagyobb földrajzi léptékű vizsgálatot eddig csak Loksa Imre (1966) végzett,⁴ de munkája nemcsak az ászkarákok kutatására szorítkozott, hanem a vizsgált élőhelyek talaján élő gerinctelen fauna zoocönológiai karakterisztikáinak leírását célozta. Ebből

1 Dudich E.: Nachtrage und Berichtigungen zum Crustaceen-Teil des ungarischen Faunen-kataloges II. *Fragm. Faun. Hung.*, 1942. 5. 1-13.

2 Forró L. - Farkas S.: Checklist, preliminary distribution maps, and bibliography of woodlice in Hungary (*Isopoda: Oniscidea*). *Miscellanea Zoologica Hungarica*, 1998. 12. 21-44.

3 Farkas S.: Population dynamics, spatial distribution and sex ratio of *Trachelipus rathkei* Brandt (*Oniscoidea: Isopoda*) in a wetland forest by the river Drava. *Israel Journal of Zoology*, 1998. 44. 3-4. 323-331.; Hornung E.: Comparison of different grassland types based on isopod communities. *Proceedings of the 4th ECE/XIII SIEEC Gödöllő*, 1991. 741-746.; Ilosvay Gy.: A farkasgyepűi bükkös ökoszisztéma *Isopoda*, *Chilopoda* és *Diplopoda* faunájának ökológiai vizsgálata (Die ökologische Untersuchung der Isopoden-, Chilopoden- und Diplopoden-Fauna im Ökosystem des Buchenwaldes von Farkasgyepű). *Folia Mus. hist. nat. Bakony*, 1983. 2. 55-88.; Sallai Á.: Ecofaunistical investigations in a boggy forest in the Protected Landscape Area at Ócsa (Kiskunság National Park, Hungary). *Opusc. Zool. Budapest*, 1993. 26. 85-94.; Szlávecz K.: Diversity and spatial community structure of terrestrial isopods (*Isopoda, Oniscidea*) in a mosaic of plant assemblages. In Alikhan, M. A. (ed.): *Terrestrial Isopod Biology. Crustacean Issues*, 1995. 9. 97-105. A. A. Balkema Publ. Rotterdam.

4 Loksa I.: *Die bodenzooökologischen Verhältnisse der Flaumeichen-Buschwälder Südostmitteleuropas*. Budapest, 1966, Akadémiai Kiadó, 1-437.

következően e rendkívül értékes, sok adatot tartalmazó mű a vizsgált élőhelyeken talált ászkafajok relatív gyakorisági értékeinek megadásán nem léphetett túl. Ha valamennyi, az *Oniscideákra* vonatkozó publikált faunisztikai adatot figyelembe vesszük, kitűnik, hogy az ország területének több mint 90%-a fehér folt, vagyis az ország *Isopoda* faunája ilyen arányban ismeretlen. Ennek felszámolása érdekében 1996-ban a Dráva és a Rinya árterein, valamint az Ormánság területén többéves kutatási programot indítottunk, mely az itt élő *Isopoda* populációk és populáció-kollektívumok szünfenobiológiai elemzését célozta. A terepmunkák 1998 őszén befejeződtek. A vizsgálat sorozat fontosabb céljai között szerepelt a területen élő *Isopoda* együttesek és közösségek leírása, cönológiai jellemzése és a fajok populációinak tér-idő mintázatának elemzése. E hosszú távú és több ezer km²-nyi területet érintő projekt egy következő, ökológiai kutatást alapozott meg, melynek célja a feltárt mintázatok hátterében meghúzódó kényszerfeltételek azonosítása lesz. Az elmúlt három év alatt a Nagyatád–Pécs–Drávaszabolcs–Barcs négyszög valamennyi UTM egységében azonos módszerekkel gyűjtéseket végeztünk több mintavételi helyen. Ezek egyike a Nagyatád–Kivadár településtől déli irányban elterülő, különböző állományokból álló erdő volt. Az alábbiakban az ott gyűjtött *Isopoda* anyag feldolgozásának eredményeit ismertetjük.

Anyag és módszer

A mintaterület leírása

A Babócsa–Nagyatád útvonal a háromfai elágazástól északi irányban 4 km-re kettészeli egy főként tölgyes állományokból álló erdőt, melyben fenyves erdőtagok is vannak (lásd 1. ábra). A terület az XM 81. sz. UTM egységbe tartozik. Tengerszint feletti magassága 100 m. Mintavételezésre az említett erdő egy olyan részét választottuk, ahol a tölgyest a vele szomszédos fenyvestől egy keskeny, felhagyott, elgyomosodott erdei földesút választotta el.

A helyszínt a vegetáció típusa alapján három egységre osztottuk fel, a priori azt feltételezve, hogy mindegyikben más összetételű *Isopoda* közösséget találunk. A három egység a következő volt: 1. tölgyes; 2. átmeneti zóna (a tölgyes gyomos széle, az erdei út és a fenyves gyomos szegélye); 3. fenyves. A tölgyes jel-

1. ábra

A gyűjtési terület elhelyezkedése



lemző növényei a következők voltak: felső lombkoronaszint: *Quercus petraea* (70%), *Quercus cerris* (30%); alsó lombkorona- és cserjeszint: *Carpinus betulus* (30%), *Crataegus* sp. (10%); gyepszint (1% alatt): *Geum urbanum*, *Dryopteris filix-mas*, *Athyrium filix-femina*, *Polygonatum latifolium*, *Asarum europeum*. Az átmeneti zóna növényzetét a következő fajok alkották: cserjeszint: *Carpinus betulus* (20%), *Crataegus* sp. (10%), *Acer campestre*, *Cornus sanguinea*, *Tilia cordata* magonc (az utóbbi három fajból 1-2 példányt találtunk); gyepszint: pontosan nem azonosított fűfélék (50%), mohák (20%), *Stenactis strigosa* (10%). A fenyvesben állományalkotó volt a *Picea abies* (100%), míg szegényes gyepszintjében szálszerűen a következő fajok fordultak elő: *Platanthera bifolia*, *Cephalanthera damasonium*, *Lycopodium clavatum*. A fenyves meglehetősen rossz állapotban volt, sok beteg, kidőlt fával.

A mintavételezés módszere és frekvenciája

Összesen 18 db 2 dl-es, Barber-típusú talajcsapdát ástunk le line transect elrendezésben. A csapdасorban az egyes csapdák között 10 m távolságot hagytunk, így a transzekt 170 m hosszúságú volt. A csapdасor a tölgyesből indult és a szegélyre merőleges irányban átszelve az átmeneti zónát a fenyvesben végződött. A tölgyesbe az első 6 csapda (a-f) került. A következő hármat (g-i) a tölgyes elgyomosodott szegélyében és a mellette húzódó erdei úton (átmeneti zóna) ástuk le, végül a csapdасor második felét adó kilenc csapdát (j-r) a fenyvesbe telepítettük. Ölő-tartósító folyadékként 60%-os etilén-glikolt alkalmaztunk. A csapdákat májustól szeptember végéig folyamatosan üzemeltettük, 2-3 hetenkénti ürítéssel. A gyűjtött anyagot 70%-os izopropilalkohollal tartósítottuk.

Az adatokat a Microsoft Access adatbázis-kezelő és a NuCoSa szofverek segítségével elemeztük.⁵

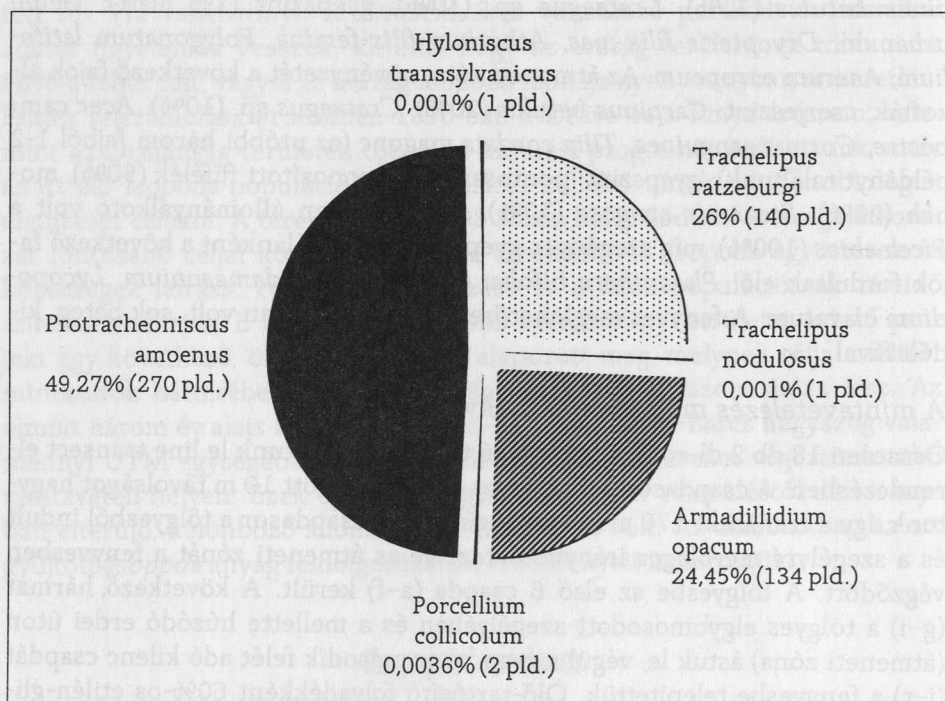
Eredmények és értékelés

Az Isopoda együttes összetétele

A 18 csapda májustól szeptemberig összesen 548 db *Oniscidea* egyedet gyűjtött, melyek hat fajhoz tartoztak (lásd 2. ábra). A teljes mintát tekintve alapvetően három faj határozza meg az *Isopoda* együttes összetételét, melyek közül abszolút domináns a *Protracheoniscus amoenus* (C. L. Koch, 1841) a minta több mint felét adva. Ez a faj a középhegységben Keszthelytől a Bükkig több helyen is él, de a Mecsekben és a Dráva-síkon is előfordul. A minta má-

⁵ Tóthmérész B.: NuCoSa. Programcsomag közösségi szintű botanikai, zoológiai és ökológiai vizsgálatokhoz. Debrecen, 1995, KLTE.

Az egyes fajok aránya a teljes mintában



sik felét közel egyforma részesedéssel a *Trachelipus ratzeburgi* (Brandt, 1833) és az *Armadillidium opacum* (C. L. Koch, 1841) képezi. A *T. ratzeburgi*-nak kevés és kizárólag dunántúli előfordulási adatai ismertek. Faunisztikai szempontból a legértékesebb eredménye a gyűjtéseknek az *A. opacum* megtalálása, mert e fajnak mindössze egyetlen hazai adata ismert a Bükk hegységből.⁶ További három faj 1-2 példányát is fogták a csapdák, ezek részesedése azonban együttesen sem éri el az 1%-ot. Közülük a *Trachelipus nodulosus* (C. L. Koch, 1838) több adata is ismert az ország különböző tájairól. Hegységeinkben és az Alföldön egyaránt megtalálták. A *Porcellium collicola* (Verhoeff, 1907) szintén közönségesnek mondható: a Magyar-középhegység több pontjáról, továbbá a Dráva-síkról és a Hortobágyról is ismert. Egy pontosan nem azonosítható, *Trichoniscidae* családba tartozó ászkafaj egyetlen nőstény példánya is előkerült. Sajnos az e családba tartozó fajok esetében csak a hímek azonosíthatóak.

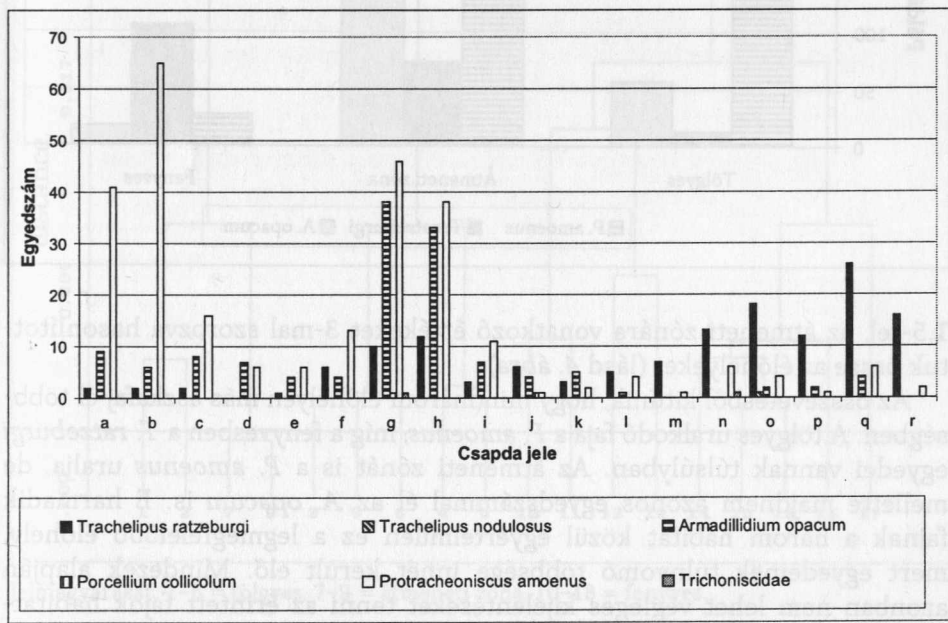
6 Allspach A.: The terrestrial Isopods of the Bükk National Park (*Crustacea; Isopoda; Oniscidea*). *The fauna of the Bükk National Park*, 1996. 71-74.

A vizsgált élőhelyek *Isopoda* közösségeinek összehasonlítása

A három legnagyobb példányszámban gyűjtött fajt az egyes csapdák eltérő mennyiségben fogták (lásd 3. ábra). A *P. amoenus* legnagyobb példányszámban a tölgyesben és a két erdőtagot szétválasztó átmeneti zónában fordult elő. A fenyvesben mindössze néhány példányát gyűjtötték a csapdák. Ezzel

3. ábra

A különböző csapdák által gyűjtött Isopodák példányszámjai

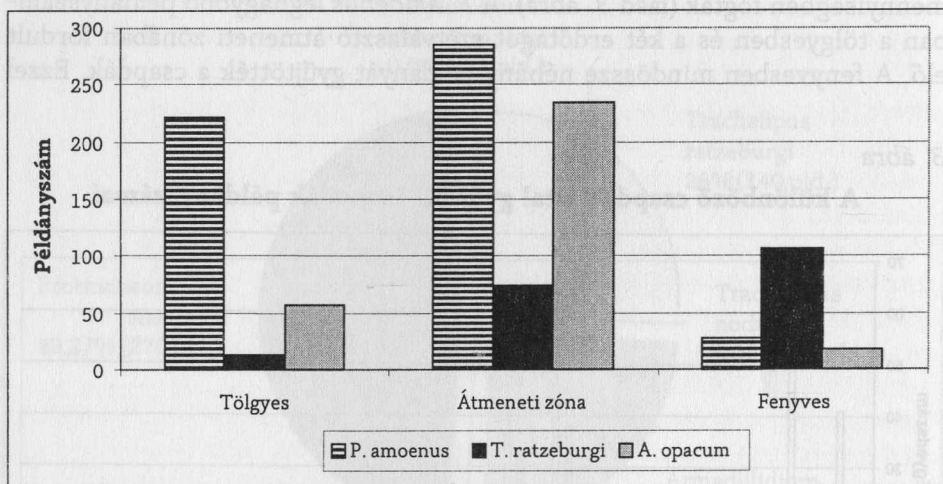


Jelmagyarázat: a-f = tölgyes; g-i = átmeneti zóna; j-r = fenyves.

szemben a *T. ratzeburgi* egyedei inkább a fenyvesből kerültek elő, a szegély felé haladva majdnem szabályosan csökkenő tendenciát mutatva. Az átmeneti zónában enyhén megemelkedik csapdázott egyedeik mennyisége, végül a tölgyesben elhelyezett csapdák már csak 1-2 példányukat gyűjtötték. Az *A. opacum* kiugróan magas egyedszámban az átmeneti zónából került elő, a két erdőben elhelyezett csapdák azonban majdnem egyformán alacsony példányszámban gyűjtötték. A három említett faj térpreferenciájában fennálló eltérések még élesebben rajzolódni ki, ha a különböző vegetációkban elhelyezett csapdák adatait összevonjuk. Ennél az összehasonlításnál azonban figyelembe kell venni, hogy a tölgyesben 6, az átmeneti zónában 3 és a fenyvesben 9 csapda működött. Ezért a tölgyesben tapasztalt egyedszámokat

4. ábra

A három habitat ászkaegyütteseinek megoszlása a korrigált példányszámok alapján



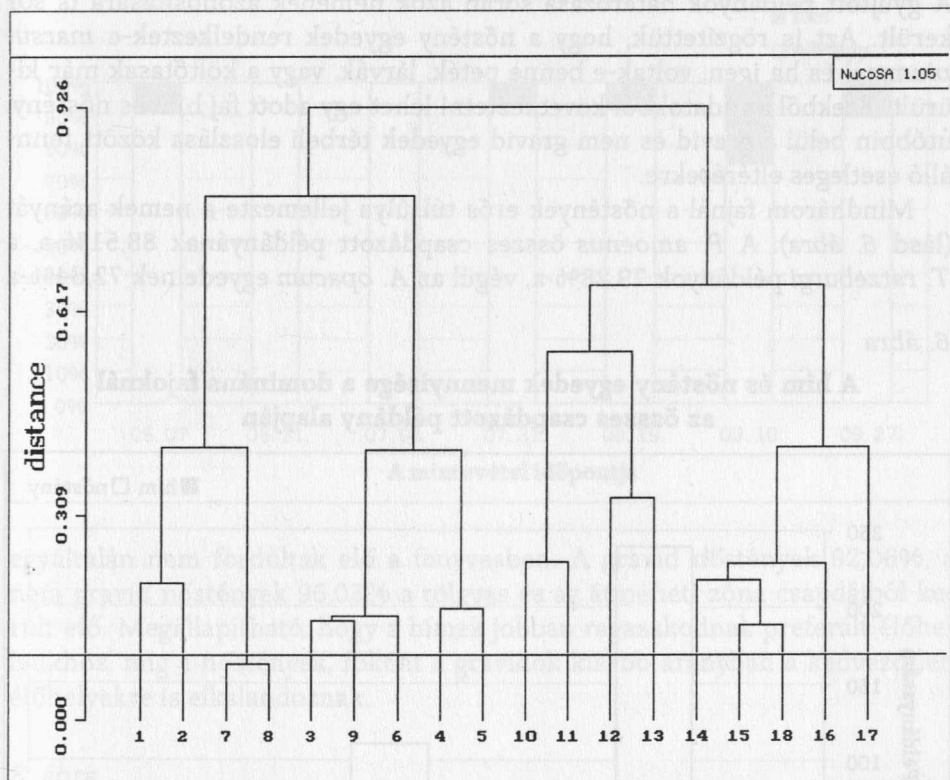
1,5-tel, az átmeneti zónára vonatkozó értékeket 3-mal szorozva hasonlítottuk össze az élőhelyeket (lásd 4. ábra).

Az összevetésből kitűnik, hogy mindhárom élőhelyen más ászkafaj él többségben. A tölgyes uralkodó faja a *P. amoenus*, míg a fenyvesben a *T. ratzeburgi* egyedei vannak túlsúlyban. Az átmeneti zónát is a *P. amoenus* uralja, de mellette majdnem azonos egyedszámmal él az *A. opacum* is. E harmadik fajnak a három habitat közül egyértelműen ez a legmegfelelőbb élőhely, mert egyedeinek túlnyomó többsége innét került elő. Mindezek alapján azonban nem lehet végleges kijelentéseket tenni az érintett fajok habitat-preferenciáját illetően. Az eredményeket összehasonlítva egy Péterhida közelében végzett vizsgálatlaltal, a *T. ratzeburgi* esetében éppen ellenkező jelenséget tapasztaltunk.⁷ Ez a faj az említett mintahelyen a tölgyerdő belsejében fordult elő nagy egyedszámban és a szegély felé mutatott csökkenő tendenciát. Figyelemre méltó, hogy ott a *P. amoenus* egyetlen példányát sem találtuk meg.

A csapdákat clusteranalízissel is összevetettük (lásd 5. ábra). Hasonlósági együttthatóként a Czekanowsky-indexet használtuk. A kladogram alapján megállapítható, hogy tölgyes és az átmeneti zóna *Isopoda* együttese között

⁷ Farkas S.: The terrestrial isopod fauna of the Rinya region II. Péterhida. *Miscellanea Zoologica Hungarica*, 1998. 12. 45–53.

A 18 db csapda összehasonlítása Czekanowsky-index alapján



Jelmagyarázat: 1-6 = tölgyes, 7-9 = átmeneti zóna, 10-18 = fenyves.

erős hasonlóság van, míg a fenyvesben lerakott csapdák kivétel nélkül egy második csoportba kerültek. Tehát közösségi szinten az *a priori* három élőhely valójában csak kettő, melyek határát a fenyves szegélye képezi.

Összegezve a términtázat közösségi szintű elemzésének eredményeit, a következők állapíthatók meg: a tölgyes és az átmeneti zóna domináns faja a *P. amoenus*, a fenyvesé a *T. ratzeburgi*. Az *A. opacum* szubdomináns az átmeneti zónában a *P. amoenus* mellett. Elképzelhető, hogy e mintázat hátterében a fajok közötti kompetíció áll. Ismert, hogy a *T. ratzeburgi* a tölgyesekben gyakori, így feltételezhető, hogy a fenyves nyújtotta silány körülmények elfogadására a tölgyest elfoglaló *P. amoenus* kényszerítette. Kevésbé valószínű, hogy mindegyik faj a számára megfelelő habitatot foglalta el, mert a táplálék minősége a fenyvesben a leggyengébb, továbbá a talaj savanyú kémhatása sem kedvező az *Isopodák* számára.

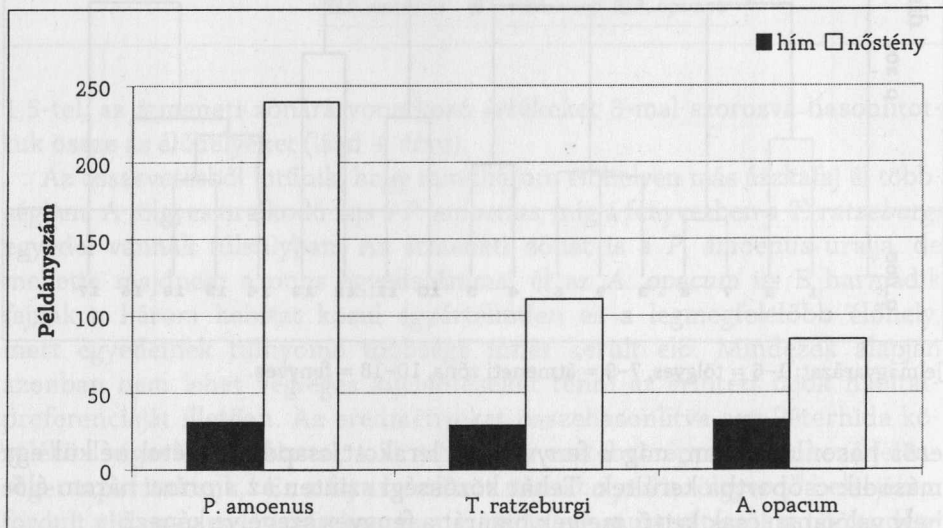
A domináns fajok hím és nőstény egyedeinek aránya és azok térbeli eloszlása

A gyűjtött példányok határozása során azok nemének azonosítására is sor került. Azt is rögzítettük, hogy a nőstény egyedek rendelkeztek-e *marsupiummal* és ha igen, voltak-e benne peték, lárvák, vagy a költőtasak már kiürült. Ezekből az adatokból következtetni lehet egy adott faj hím és nőstény, útbőbbin belül a gravid és nem gravid egyedek térbeli eloszlása között fennálló esetleges eltérésekre.

Mindhárom fajnál a nőstények erős túlsúlya jellemezte a nemek arányát (lásd 6. ábra). A *P. amoenus* összes csapdázott példányának 88,51%-a, a *T. ratzeburgi* példányok 79,28%-a, végül az *A. opacum* egyedeinek 72,64%-a

6. ábra

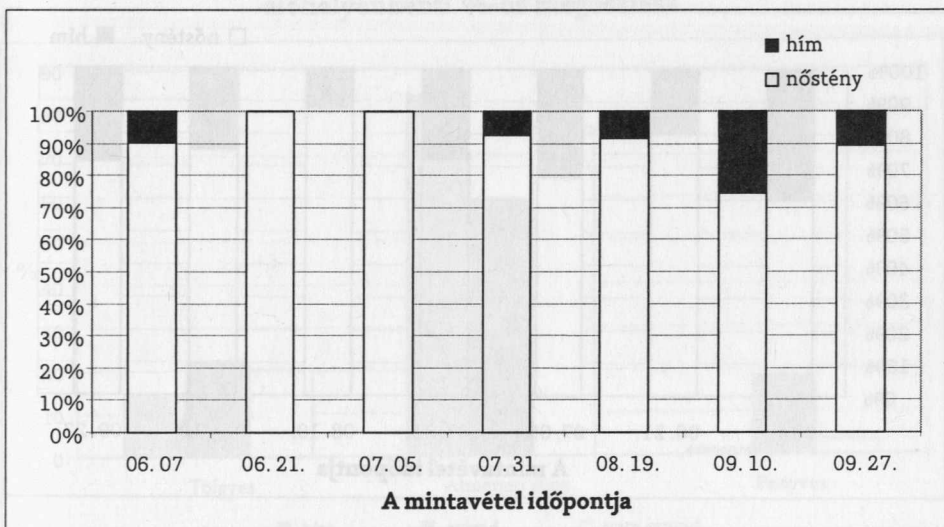
A hím és nőstény egyedek mennyisége a domináns fajoknál az összes csapdázott példány alapján



nőstény volt. A nemek arányában szezonális változásokat sem tapasztaltunk. Ha ürítésenként elemezzük a mintákat, azt kapjuk, hogy a *P. amoenus* példányának átlagosan 91,28%-a, a *T. ratzeburgi* példányok 77,92%-a és az *A. opacum* egyedek 73,29%-a nőstény volt. A nemek arányának időbeli alakulását a 7-8-9. ábrák szemléltetik.

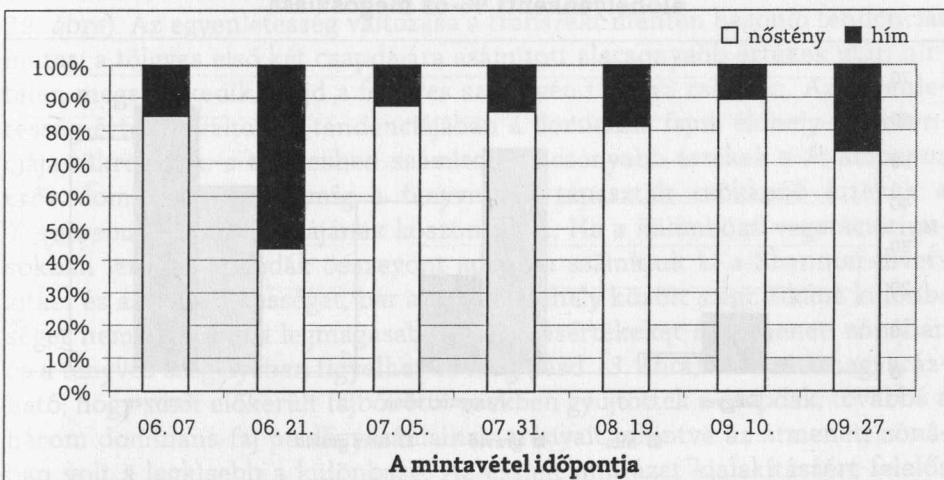
A domináns fajok hím, gravid nőstény és nem gravid nőstény egyedeinek élőhelyenkénti %-os megoszlását az élőhelyenként eltérő számban telepített csapdák miatt a tölgyesből és az átmeneti zónából származó adatok 1,5-szörös, illetve 3-szörös súlyozása után lehetett elvégezni. A *P. amoenus* hímjei

7. ábra

A nemek arányának szezonális változása a *P. amoenus*-nál

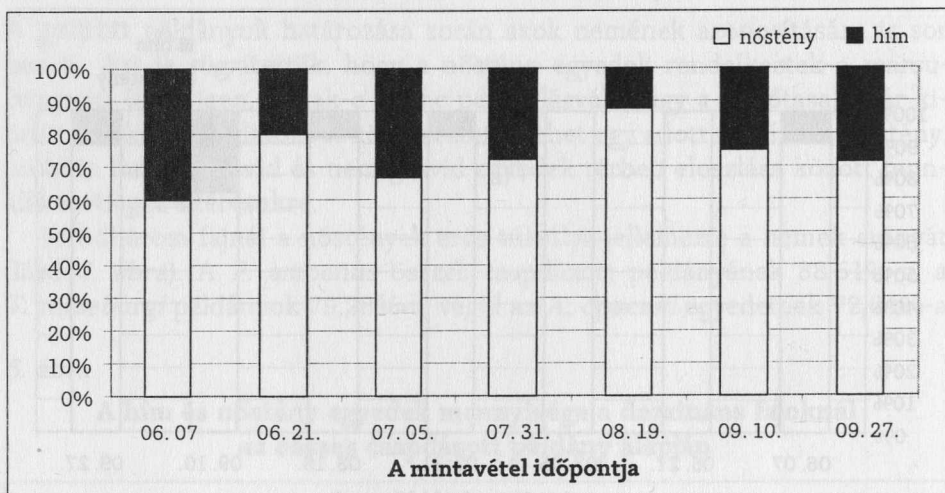
egyáltalán nem fordultak elő a fenyvesben. A gravid nőstények 92,06%, a nem gravid nőstények 96,03% a tölgyes és az átmeneti zóna csapdáiból került elő. Megállapítható, hogy a hímek jobban ragaszkodnak preferált élőhelyükhöz, míg a nőstények, főként a gravidok kisebb arányban a kedvezőtlen élőhelyekre is elkalandoznak.

8. ábra

A nemek arányának szezonális változása a *T. ratzeburgin*-ál

9. ábra

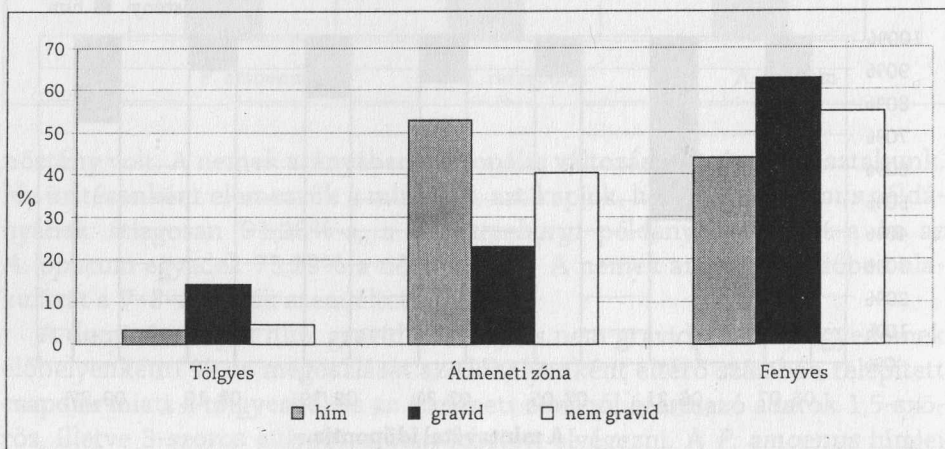
A nemek arányának szezonális változása az *A. opacum*-nál



A *T. ratzeburgi* gravid nőstény egyedeinek többsége (62,85%) a fenyvesből került elő, viszont a hímeket legnagyobb arányban (52,74%) az átmeneti zóna csapdái gyűjtötték (lásd 10. ábra). A nem gravid nőstények megoszlása az átmeneti zóna és a fenyves között kiegyenlítettebb volt (40,41 és 54,92%). Az *A. opacum* gravid nőstényeinek 60%-a az átmeneti zónában került a csapdákbba, viszont a tölgyesben és a fenyvesben szinte azonos arányban

10. ábra

A *T. ratzeburgi* hím, gravid nőstény és nem gravid nőstény egyedeinek élőhelyenkénti %-os megoszlása



11. ábra

Az *A. opacum* hím, gravid nőstény és nem gravid nőstény egyedeinek élőhelyenkénti %-os megoszlása



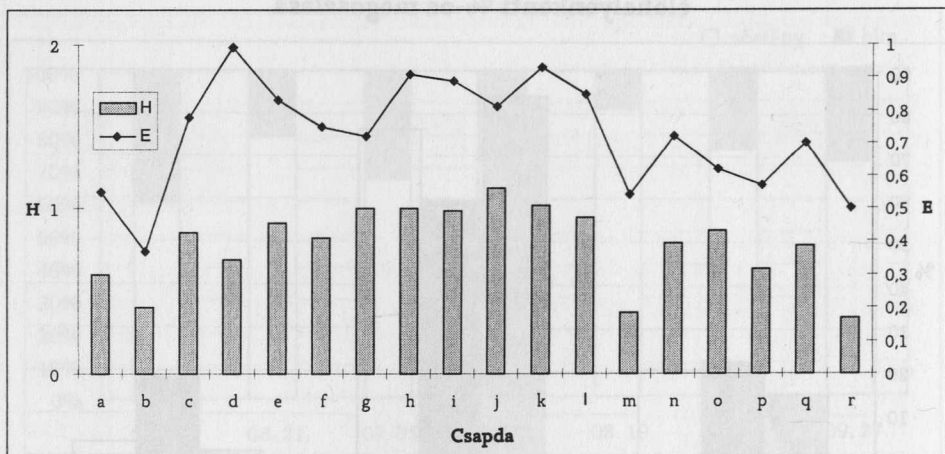
(22% és 18%) fordultak elő. Ezzel szemben a hímek 84%-a az átmeneti zónában élt, a fenyvesből mindössze 1%-uk származott. A nem gravid nőstények térbeli eloszlása a hím egyedekéhez hasonlított (lásd 11. ábra).

Diverzitás

A csapdánként számított Shannon-diverzitás a tölgyesből a fenyves felé haladva lassan emelkedik és az átmeneti zónában, illetve a fenyves szegélyében éri el a maximumát, majd a fenyves belseje felé haladva lassan csökken (lásd 12. ábra). Az egyenletesség változása a transzekt mentén hasonló tendenciát mutat: a tölgyes első két csapdájára számított alacsonyabb értékek után hirtelen megemelkedik, majd a fenyves szegélyén túl újra csökken. Az egyenletesség-értékek változási tendenciájában a domináns fajok élőhely-preferenciája tükröződik: a tölgyesben számított alacsonyabb értékek a *P. amoenus* erős dominanciájának, míg a fenyvesben tapasztalt csökkenő értékek a *T. ratzeburgi* dominanciájának köszönhetők. Ha a különböző vegetációtípusokban lerakott csapdák összevont adataira számítjuk ki a Shannon-diverzitást és az egyenletességet, bár a három élőhely között szignifikáns különbséget nem találunk, a legmagasabb diverzitásértékeket az átmeneti zónában és a fenyves szegélyében figyelhetjük meg (lásd 13. ábra). Ez azzal magyarázható, hogy a hat előkerült fajból ötöt ezekben gyűjtöttek a csapdák, továbbá a három domináns faj példányszámainak arányait tekintve az átmeneti zónában volt a legkisebb a különbség. Az észlelt mintázat kialakításáért felelős

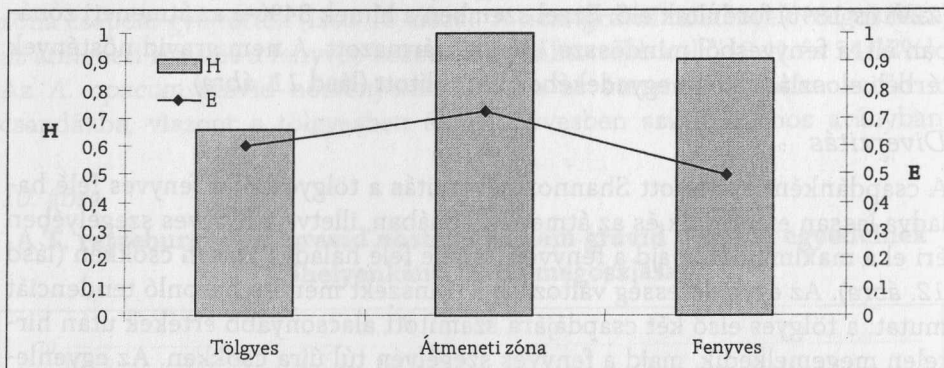
12. ábra

A csapdák Shannon-diverzitás (H) értékei és az egyenletesség-értékek (E)



13. ábra

A Shannon-diverzitás értéke (H) és az egyenletesség (E) élőhelyenként



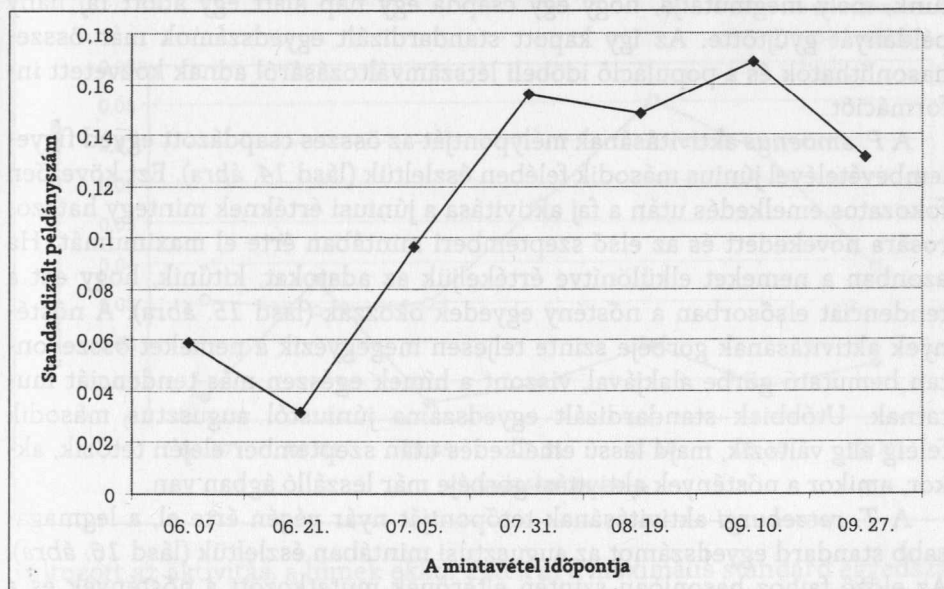
legvalószínűbb háttérváltozó a gazdagabb táplálékkínálat lehet, mert az átmeneti zónában a lehullott tölgyavar mellett több cserje lombja és sok lágy szárú növény is számításba jöhet. A fenyvesre számított relatíve magas diverzitás annak is tulajdonítható, hogy az egy-két példánnyal képviselt fajokat az ott elhelyezett csapdák által gyűjtött anyagban találtuk meg.

A domináns fajok felszíni aktivitásának szezonális változása

A talajcsapdák által gyűjtött példányszámból nem lehet megállapítani egy-egy populáció denzitását vagy méretét, de rendszeres időközönként végzett mintavételezés esetén lehet következtetni az adott populáció egyed-

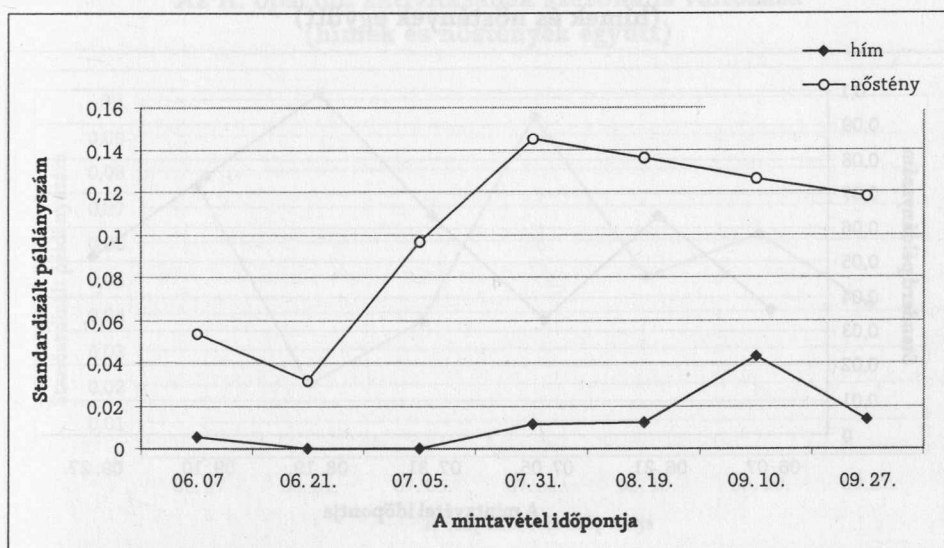
14. ábra

**A P. amoenus aktivitásának szezonális változása
(hímek és nőstények együtt)**



15. ábra

A P. amoenus hím és nőstény egyedei aktivitásának szezonális változása



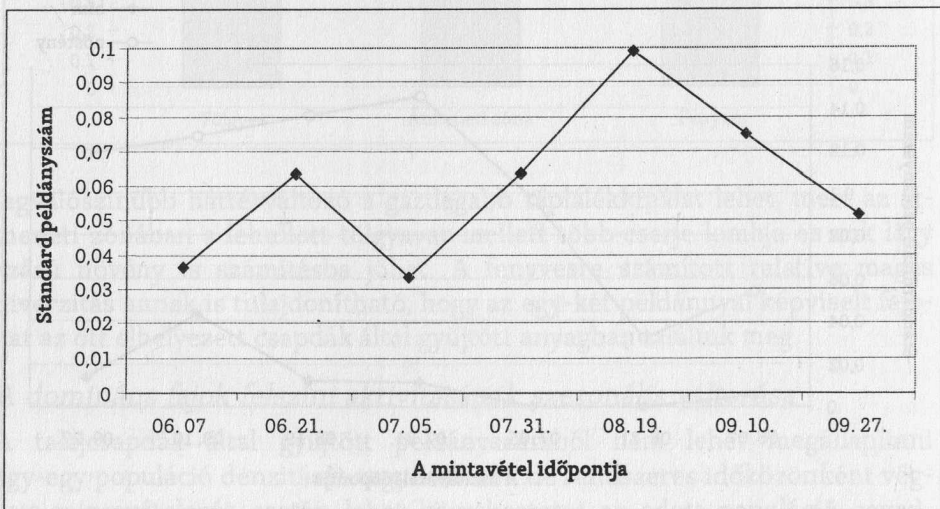
szám-változásának trendjére. Ehhez az egyes mintákban tapasztalt példányszámokat el kell osztani az előző ürítés óta eltelt napok és a működőképes állapotban talált csapdák számával. Így egy olyan standardizált adathoz jutunk, mely megmutatja, hogy egy csapda egy nap alatt egy adott faj hány példányát gyűjtötte. Az így kapott standardizált egyedszámok már összehasonlíthatók és a populáció időbeli létszámváltozásáról adnak közvetett információt.

A *P. amoenus* aktivitásának mélypontját az összes csapdázott egyed figyelembevételével június második felében észleltük (lásd 14. ábra). Ezt követően fokozatos emelkedés után a faj aktivitása a júniusi értéknek mintegy hatszorosára növekedett és az első szeptemberi mintában érte el maximumát. Ha azonban a nemeket elkülönítve értékeljük az adatokat, kitűnik, hogy ezt a tendenciát elsősorban a nőstény egyedek okozzák (lásd 15. ábra). A nőstények aktivitásának görbéje szinte teljesen megegyezik a nemeket összevontan bemutató görbe alakjával, viszont a hímek egészen más tendenciát mutatnak. Utóbbiak standardizált egyedszáma júniustól augusztus második feléig alig változik, majd lassú emelkedés után szeptember elején tetőzik, akkor, amikor a nőstények aktivitási görbéje már leszálló ágban van.

A *T. ratzeburgi* aktivitásának tetőpontját nyár végén érte el, a legmagasabb standard egyedszámot az augusztusi mintában észleltük (lásd 16. ábra). Az előző fajhoz hasonlóan szintén eltérőnek mutatkozott a nőstények és a hímek aktivitási görbéje: míg a nőstényeknél júniusban és július elején nem

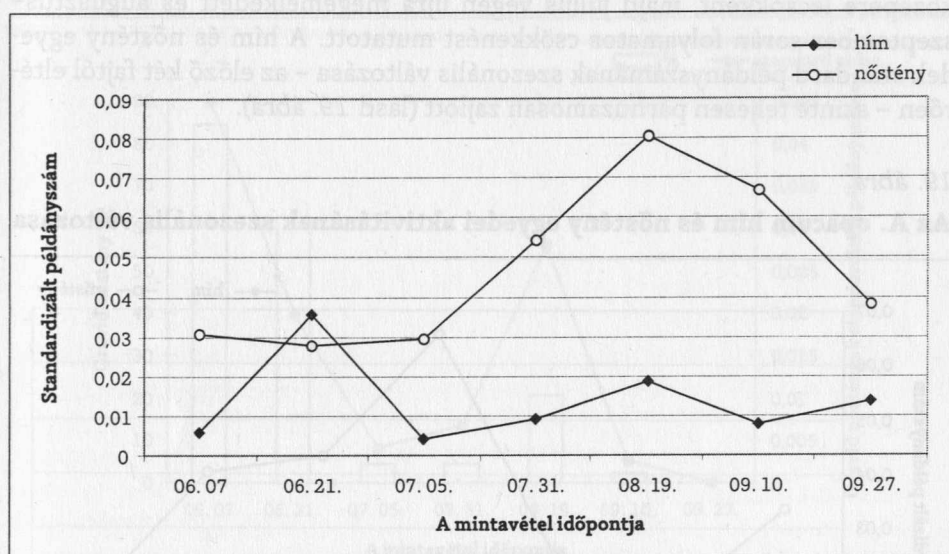
16. ábra

A *T. ratzeburgi* aktivitásának szezonális változása (hímek és nőstények együtt)



17. ábra

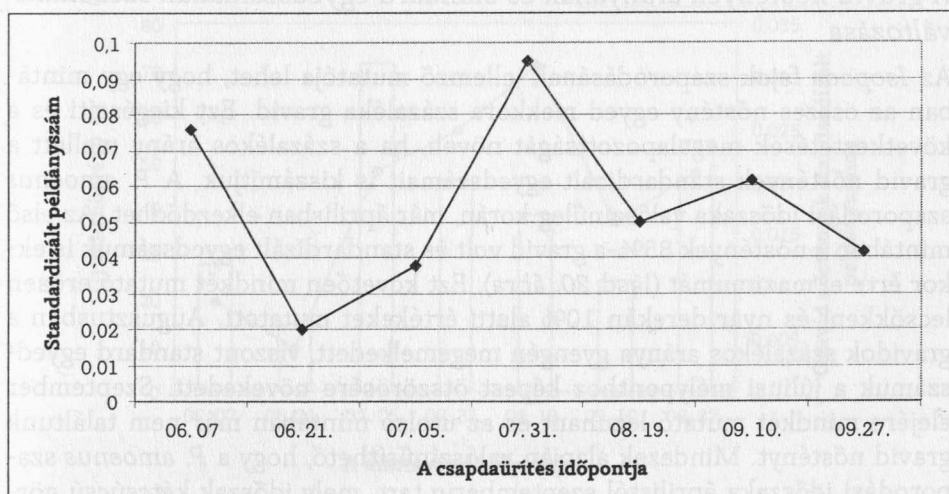
A T. ratzeburgi hím és nőtény egyedei aktivitásának szezonális változása



változott az aktivitás, a hímek ekkor érték el a maximális standard egyedszámukat és ezt követően aktivitásuk már nem változott számottevően (lásd 17. ábra).

18. ábra

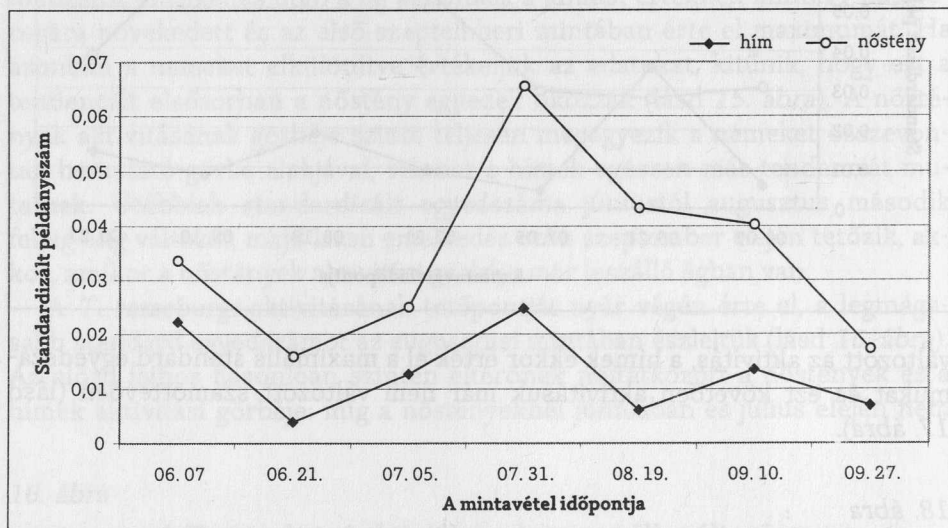
**Az A. opacum aktivitásának szezonális változása
(hímek és nőtények együtt)**



Az *A. opacum* egyedszámváltozása (lásd 18. ábra) kétcsúcsú görbével jellemezhető: az első ürítéskor tapasztalt magas érték után az egyedszám nyár közepére lecsökkent, majd július végén újra megemelkedett és augusztus-szeptember során folyamatos csökkenést mutatott. A hím és nőstény egyedek standard példányszámának szezonális változása – az előző két fajtól eltérően – szinte teljesen párhuzamosan zajlott (lásd 19. ábra).

19. ábra

Az *A. opacum* hím és nőstény egyedei aktivitásának szezonális változása

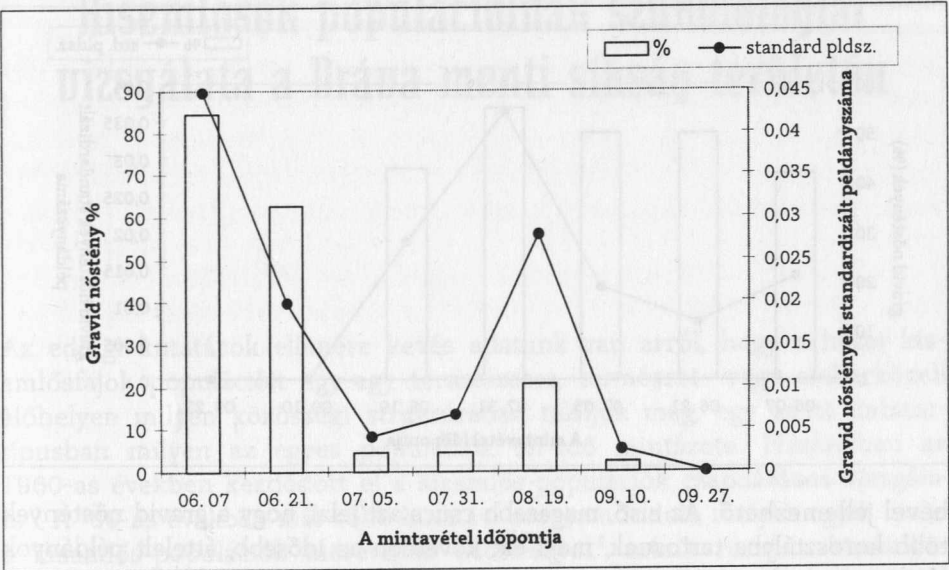


A gravid nőstények arányának és standard egyedszámának szezonális változása

Az *Isopoda* fajok szaporodásának jellemző mutatója lehet, hogy egy mintában az összes nőstény egyed mekkora százaléka gravid. Ezt kiegészíti és a következtetések megalapozottságát növeli, ha a százalékos arány mellett a gravid nőstények standardizált egyedszámait is kiszámítjuk. A *P. amoenus* szaporodási időszaka valószínűleg korán, már áprilisban elkezdődhet. Az első mintában a nőstények 85%-a gravid volt és standardizált egyedszámuk is ekkor érte el maximumát (lásd 20. ábra). Ezt követően mindkét mutató erősen lecsökkent és nyár derekán 10% alatti értékeket mutatott. Augusztusban a gravidok százalékos aránya gyengén megemelkedett, viszont standard egyedszámuk a júliusi mélyponthoz képest ötszörösére növekedett. Szeptember elejére mindkét mutató lezuhant és az utolsó mintában már nem találtunk gravid nőstényt. Mindezek alapján valószínűsíthető, hogy a *P. amoenus* szaporodási időszaka áprilistól szeptemberig tart, mely időszak kétcsúcsú gör-

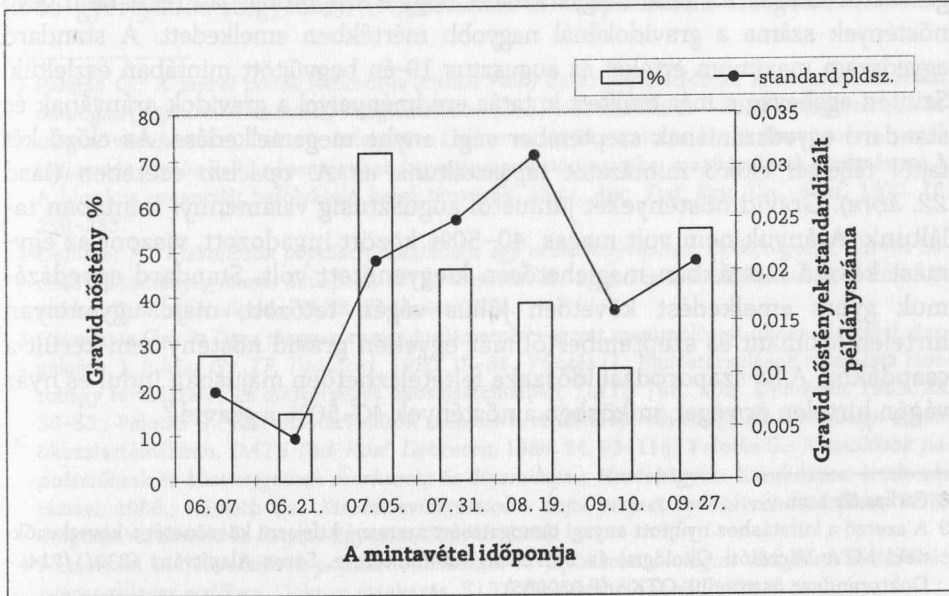
20. ábra

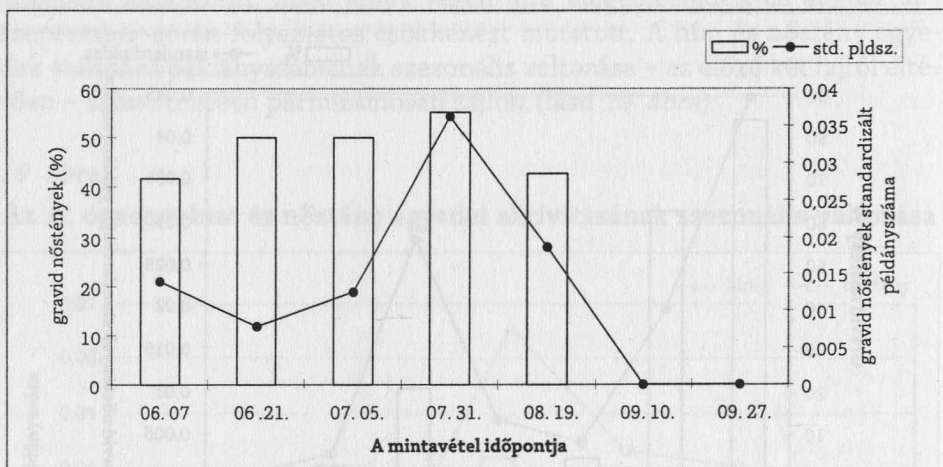
A *P. amoenus* gravid nőstényei arányának szezonális változása



21. ábra

A *T. ratzeburgi* gravid nőstényei arányának szezonális változása



Az *A. opacum* gravid nőstényei arányának szezonális változása

bével jellemezhető. Az első, magasabb csúcs azt jelzi, hogy a gravid nőstények több korosztályba tartoznak, majd ezt követően az idősebb, áttelelt példányok elpusztulnak. Így a második, nyár végi időszakban kevesebb ivarérett nőstény vehet részt. A *T. ratzeburgi* szaporodási időszaka szintén bimodális görbével jellemezhető, viszont jobban elhúzódik (lásd 21. ábra). A gravidok százalékos aránya július elején érte el maximumát (72%), ami megegyezik a Péterhidán tapasztaltakkal,⁸ viszont nem esik egybe a gravid nőstények standard egyedszámának legmagasabb értékével. Ez azzal magyarázható, hogy a szaporodásban részt nem vevő nőstények száma a gravidokénál nagyobb mértékben emelkedett. A standard egyedszám maximum értékét az augusztus 19-én begyűjtött mintában észleltük. Szintén egybevág a már említett kutatás eredményeivel a gravidok arányának és standard egyedszámának szeptember végi, enyhe megemelkedése. Az előző két fajtól teljesen eltérő mintázatot tapasztaltunk az *A. opacum* esetében (lásd 22. ábra). Gravid nőstényeket júniustól augusztusig valamennyi mintában találtunk. Arányuk nem volt magas, 40–50% között ingadozott, viszont az egymást követő mintákban meglehetősen kiegyenlített volt. Standard egyedszámuk gyors emelkedést követően július végén tetőzött, majd ugyanolyan hirtelen lezuhant és szeptembertől már egyetlen gravid nőstény sem került a csapdába. A faj szaporodási időszaka feltételezhetően májusban indul és nyár végén hirtelen ér véget, miközben a nőstények 40–50%-a gravid.⁹

⁸ Farkas S.: i. m.

⁹ A szerző a kutatáshoz nyújtott anyagi támogatásért szeretné kifejezni köszönetét a következőknek: MTA Vácrátóti Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Soros Alapítvány (230/1/714 – Doktorandusz ösztöndíj), OTKA (F 020065).

Kisemlősök populációinak szünbiológiai vizsgálata a Dráva menti síkság területén

Az eddigi kutatások ellenére kevés adatunk van arról, hogy a hazai kisemlősfajok populációit egy-egy természetes, természet- vagy emberközeli élőhelyen milyen közösségi struktúrában találjuk meg, egy adott habitat-típusban milyen az egyes populációk tér-idő mintázata. Hazánkban az 1960-as években kezdődött el a kisemlős-populációk csapdázásos vizsgálata.¹ A '80-as években már több kutatási program indult, melyek egyik része a kisemlős-populációk méretének becslésével,² másik része a kisemlős-közösségek és a vegetáció borítottsága közötti összefüggéseket vizsgálta.³ A „Síkfőkúti projekt” keretében a populációdinamikai és táplálkozásökológia kutatások mellett,⁴ az egyedek mozgását, aktivitási centrumát és a mozgáskörzetméreteket is vizsgálták.

Az 1994-ben a Dráva-síkon Vajszló és Páprád községek között elhelyezkedő gyertyános-tölgyesben (A) kezdtük el csapdázásos vizsgálatainkat. A

- 1 Palotás G.: *A mezei pocok (Microtus arvalis Pall.) hazai populációinak mikroszisztematikai, ökológiai (populációdinamikai) vizsgálata és az ellene való védekezés – különös tekintettel a biológiai védekezésre.* Doktori értekezés. Debrecen, 1968.; Palotás G.: A hazai mezei pocok (*Microtus arvalis* Pall.) népségeken végzett populációdinamikai megfigyelések eredményei. I. A biotikus potenciált befolyásoló belső tényezők. *Debr. Agr. Tud. Egy. Tud. Közl.*, 1970. 16. 259–283.
- 2 Demeter A.: *Kisemlősök populációdinamikája egy erdei fenyvesben.* Szakdolgozat. Eötvös Lóránd Tudományegyetem, Budapest, 1979.; Demeter A.: *Egyedszámbecslési kísérletek kisemlősökkel.* Doktori értekezés. ELTE, Budapest, 1981.
- 3 Csizmazia Gy.: A Tisza magyarországi hullámterén végzett mammológiai-ökofaunisztikai vizsgálatok. I. *Juhász Gy. TF. Tud. Közl.*, 1980. 19–38.; Palotás G.: Emlőstársulások vizsgálata Hortobágy természetes és mesterséges ökoszisztémáiban. *DATE Tud. Közl. Debrecen*, 1983. 23. 36–53.; Palotás G.: Kisemlőstársulások szezonális struktúrájának vizsgálata hortobágyi agrár-ökoszisztémákban. *DATE Tud. Közl. Debrecen*, 1984. 24. 93–116.; Palotás G.: *Kisemlősök populációinak és közösségeinek szerkezete és dinamikája a Hortobágyon.* Kandidátusi értekezés tézisei, 1986.; Németh Cs.: *Kisemlősvizsgálatok a Lajta-project erdősávrendszerében.* TDK-dolgozat. Erdészeti és Faipari Egyetem, Sopron, 1993.
- 4 Némeczki M.: *Kisemlősök populációdinamikai és táplálkozásbiológiai vizsgálata a síkfőkúti cseres-tölgyes erdőben.* Doktori értekezés. KLTE Ökológiai Tanszék, 1984.

vizsgálat első három évének eredményei azt mutatták, hogy az erdőrezervátumban kiválasztott erdőtag alkalmas a rágsálópopulációk szünbiológiai karakterisztikáinak becsléséhez, monitorozásához és a populációk közösségi szintű értékeléséhez.⁵ 1997-től másik három, különböző vegetációs struktúrájú, nyílt természetközeli területre is kiterjesztettük csapdázásainkat. Először két, művelésben különböző ideje felhagyott parlagterületen jelöltünk ki mintavételi kvadrátot, Nagycsány község mellett egy hároméves, ruderalis gyomnövényzetű (B) és Páprád község mellett egy ötéves, elmocsarasodó (C) parlagterületen csapdázunk. A Mattyi-tó és a Hótedra a tanszék vízkémiai monitoring területei közé tartozik, a tó mellett egy olyan vizes jellegű gyept (D) választottunk ki a kisemlősök csapdázásos kutatásához, amely egy hosszabb távú faunisztikai és populációdinamikai monitorozásra is alkalmas.

Anyag és módszer

A vizsgált terület leírása

1. *Quercus robori-Carpinetum* habitat (Bükkháti Erdőrezervátum) (A).

A csapdaháló területén a vegetáció négy szintjét különíthetjük el. A felső lombkoronaszint magassága 25 m, borítása 50–70%. Jellemző fafajok a *Quercus robur*, *Fraxinus angustifolia* és a *Robinia pseudoacacia*. Az alsó lombkoronaszint magassága 4–10 m, borítása 20–95%, ahol a jellemző fajok a *Carpinus betulus*, *Ulmus minor*, *Fraxinus angustifolia* és a *Robinia pseudoacacia*. A terület 90–100%-os borítású, magas aljnövényzetű részein üde nitrogéndús termőhelyre utaló fajok vannak, sok gyomfajjal. Jellemző fajok: *Corydalis cava*, *Anemone nemoralis*, *Stellaria holostea*, *Galium aparine*, *Veronica hederifolia*, *Lamium purpureum*, *Alliaria petiolata*, *Urtica dioica*. Az olyan foltokban, ahol igen kevés és alacsony, 0–30%-os borítású az aljnövényzet, jelentős az avarborítás vagy csupasz talajfelszín van. Ez utóbbi kiterjedése a növényzet regenerálódásával csökkent, mivel az utóbbi három évben a területen nem folyt erdészeti beavatkozás.

2. Hároméves üde ruderalis gyomnövényzet (felhagyott szántó) (B).

A területen 1995-ben hagytak fel a mezőgazdasági műveléssel. Legmagasabb pontja a Vajszló–Selye közötti műút magasságában van, ahonnan déli és dél-nyugati irányba fokozatosan megy át egy állandó vízborítottságú, *Calamag-*

5 Horváth Gy.: Kisemlősök faunisztikai és ökológiai vizsgálata gyöngybagoly-köpetvizsgálatok és élvefogó csapdázás alapján. Doktori értekezés. JPTE Pécs, 1996.; Horváth Gy. – Tölgyesi M. – Mátics R. – Trócsányi B.: Kisemlősök cönológiai vizsgálata egy erdei vegetációban a Dráva menti síkság területén. *Vadbiológia*, 1996. 5. 122–132.

rostis epigeios dominanciájú, mocsári vegetációba. A 100 méter hosszú vízgrádiens mentén a növényzet nem alkot zónákat. A szekunder szukcesszió ilyen korai szakaszában jellemző nagymértékű heterogenitás oka a kolonizáló fajok véletlenszerű megtelepedése, a közösség mintázatának kialakításában a környezeti kényszerek és a belső szabályozó mechanizmusok még másodlagos jelentőségűek. A mintázati foltosság csak igen kis skálán észlelhető (1 m^2). A foltok alapvetően monotipikusak, alaki és méretbeli különbözőségük az egyes fajok eltérő növekedési stratégiája miatt jött létre.

3. Ötéves üde ruderalis gyomnövényzet (felhagyott szántó) (C).

A mintavételi kvadrátot egy öt éve művelésben felhagyott területen helyeztük el Páprád község határában. Kétszintes üde gyomnövényközösség jellemzi, kaszálórétai és mocsári fajokkal, amelyben fiziognómiai foltosodás nem jellemző.

4. Nedves rét jellegű, zárt gye (Mattyi-tó) (D).

A Mattyi-tó mellett kiválasztott vizsgálati területünk valószínűleg egykor legettetett gye volt, amit jelenleg nem művelnek, nem kaszálják és nem legeltetik. Így a magasabb aljnövényzet és a terület érintetlensége kedvezőbb kisméltóságú csapdázást biztosított. A terület vegetációját 1998-ban elemeztük részletesebben, amikor három különböző, fiziognómiai struktúrában eltérő területen egy-egy kvadrátot helyeztünk el (A, B és C).

A: Az erősen degradált területen gyomosodott üde, illetve félszáraz vegetáció jellemző. Fiziognómiailag és fajkompozícióját tekintve is jól elkülöníthető foltokkal, melyek közül jelentős a nudumos talajfelszín felett 80–100 cm magas borítottságú folt, melyet kizárólag a *Solidago gigantea* alkot. A kvadrát alacsonyabb térszintű területén kialakult, elsősorban kétszikűek alkotta alacsony, 5–30 cm magas, egyszintű, üde gyomtársulás jellemző a következő fajkombinációval: *Stenactis annua*, *Plantago lanceolata*, *Achillea millefolium*, *Trifolium pratense*, *Fumaria officinalis*, *Senecio erucifolius*, *Centaurea jacea*, *Linaria vulgaris*, *Sonchus arvensis*, *Crepis tectorum*. A terület egyik jellemző foltja olyan kétszintes vegetációtípus, amelyben egy 5–30 cm magas, az előző típusban leírt összetételű alsó szint fölé egy 50–120 cm magas, 60–70%-os borítottságú második szint társul mocsári, illetve üde területek gyomfajaival. E felső szint jellemző domináns fajok: *Cirsium arvense*, *Pulicaria dysanthetica*, *Centaurea jacea*, *Crepis tectorum*. A magasabb térszinteken az előzőeknél zártabb, tömöttebb fiziognómiájú, elsősorban egyszikűek alkotta 20–40 cm magas, 120%-os borítottságú vegetációtípus található. Jellemző domináns fajkombinációja: *Dactylis glomerata*, *Agropyron repens*, *Festuca* sp.

B: A mintavételi kvadrát 60%-át alacsony, 20–40 cm magas, igen zárt fiziognómiájú, másodlagos üde gyomtársulás borítja, túlnyomórészt erős növekedésű, tarackos egyszikűekkel: *Dactylis glomerata*, *Agropyron repens*. A te-

rület fennmaradó 30%-án a gyalogbodza (*Sambucus ebulus*) dominálta 120–170 cm magas, kétszintes, igen zárt, sűrű állományú foltok találhatók, ahol a felső szint: 120–170 cm magas, 100%-ban a *Sambucus ebulus* alkotja, valamint az alsó szintet 40–60 cm magas, 60–80%-os borítottságú, üde gyom jellegű kétszikűek és egyszikűek alkotják: *Agropyron repens*, *Dactylis glomerata*, *Galium spp.*, *Artemisia vulgaris*, *Althea officinalis*, *Dipsacus laciniata*, *Centaurea jacea*, *Cirsium arvense*, *Urtica dioica*, *Leonurus marrubiastrum*.

C: Keleti irányban fokozatosan lejtő terület vízgrádiense mentén két vegetációtípus különíthető el. A grádiens alsó felén erősen degradált mocsárretet, felső felében pedig keskenylevelű szálfüvekből álló, degradált felszáraz, száraz gypet találunk. A mocsárrét 100–120%-ban *Agropyron repens* és *Cirsium arvense* fajokkal borított, melyek sűrű, 40–50 cm magas gypjét helyenként a *Solidago gigantea* 100–120 cm magas, zárt állományai szakítják meg. A magasabban fekvő xeromezofil gyp 20–30 cm magas sűrű gypje gyakorlatilag egyszintű. Jellemző, domináns fajkombinációja: *Festuca spp.*, *Dactylis glomerata*, *Salvia pratensis*, *Euphorbia cyparissias*, *E. esula*, *Medicago falcata*.

Mintavételezési módszerek

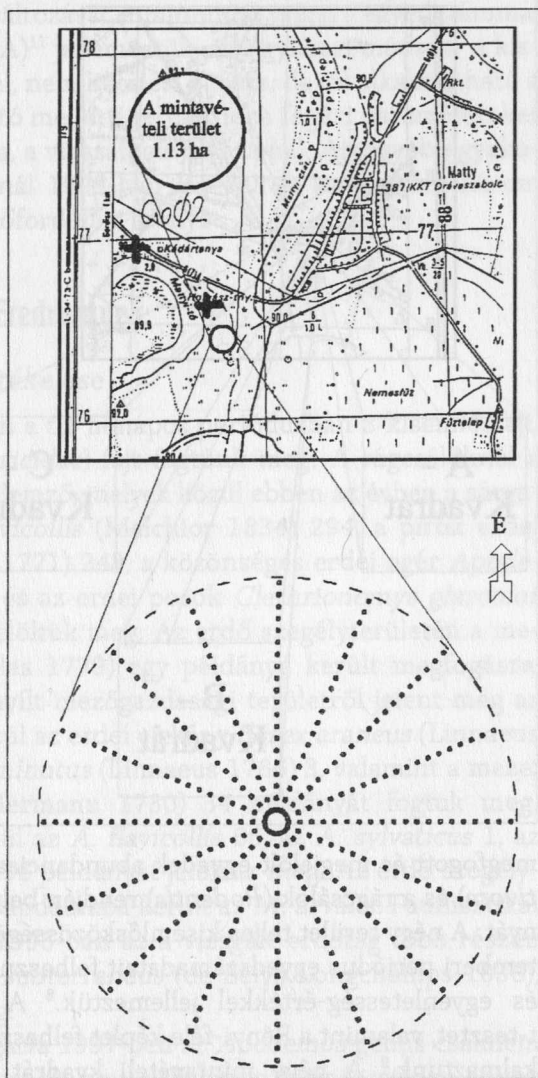
1997–1998-ban a mintavételezésünkben egyrészt felemeltük az 1 ha-ra eső csapdaszámot 121-re, így 11 × 11-es hálót alkalmaztunk, másrészt a korábbi 4 éjszakás periódust 5 éjszakásra növeltük. A CMR-módszerben történő fenti két változtatásunk nagyban megnövelte a fogási eredményeiket. Az erdei habitatban (A) mindkét évben februártól novemberig, 10 hónapon keresztül 5 éjszakás periódusokban csapdázunk, ami 12 100 csapdaéjszakát jelentett. Itt napközben a csapdák élesre állított állapotban voltak. Ennek köszönhetően napi két ellenőrzést végeztünk (7⁰⁰, illetve 20⁰⁰ órai kezdettel), így periódusonként kilenc ellenőrzésünk volt. A hároméves parlagterületen (B) ugyanilyen méretű csapdahálóval dolgoztunk, 1 ha területet lefedve. A kutatásunk kezdetén egy évig parlagon hagyott területen 1997-ben és 1998-ban is márciustól októberig, nyolc hónapon át működtettük csapdáinkat. A csapdázási idő és a csapdaszám figyelembevételével 9680 csapdaéjszaka adatai állnak rendelkezésünkre. A nyári periódusban napi egy alkalommal (reggelente) végeztünk ellenőrzéseket, mivel napközben a csapdák, az állatok kímélése érdekében csak 18⁰⁰–19⁰⁰ óra között lettek élesre állítva. Az ötéves parlagterületen (C) is a mintavétel módja megegyezett az előbbi nyílt habitatban végzettekkel, azonban időben kevesebbet tudtunk csapdázni, mert a terület időközben magántulajdonba került. 1997-ben három (szeptember–november), 1998-ban pedig öt (május–szeptember) hónap 5 éjszakás csapdázását valósítottuk meg, ami a 11 × 11-es csapdaháló alapján 4840 csapdaéjszakát jelentett. A Mattyi-tó mellett (D) 1997-ben a csapdázásnál egy denzitásbecslésre kidolgozott módszert alkalmaztunk, amely egy kör sugaraként helyez el 16 vonal transzektet, így a

csapdasorok koncentrikus köröket is alkotnak („trapping web desing”).⁶ A csapdasorok 22,5°-os szögben helyezkedtek el, a sugarak 20 csapdát tartalmaztak egymástól 3 m-es távolságban, így a keletkezett kör átmérője 120 m. Összesen tehát 320 élvefogó csapdát helyeztünk el a területen, a kör alakú háló megközelítőleg 1,13 ha-nyi területet fedett le (lásd 1. ábra). A mintavételt két 6 éjszakás csapdázási periódusban végeztük. A csapdák 1997. 07. 28-tól 08. 01. reggeléig, valamint 1997. 08. 30-tól 09. 05. reggeléig működtek, így a csapdák mennyiségéből adódóan ez az intervallum 3840 csapdaéjszakát jelentett. 1998-ban változtattunk a technikán, mivel úgy gondoltuk, hogy a terület mozaikossága több ökológiai kérdésfeltevést rejt magában és ehhez kiválasztottunk három, fiziognómiájában különböző növényzetű területet, melyekbe egy-egy 11 × 11-es csapdahálót helyeztünk el. A csapdapontok itt 5 m távolságban voltak egymástól (lásd 2. ábra).

Mindegyik vizsgálati területnél közös volt az, hogy a megfogott állatok egyedi jelölésére az első lábujjperc eltá-

1. ábra

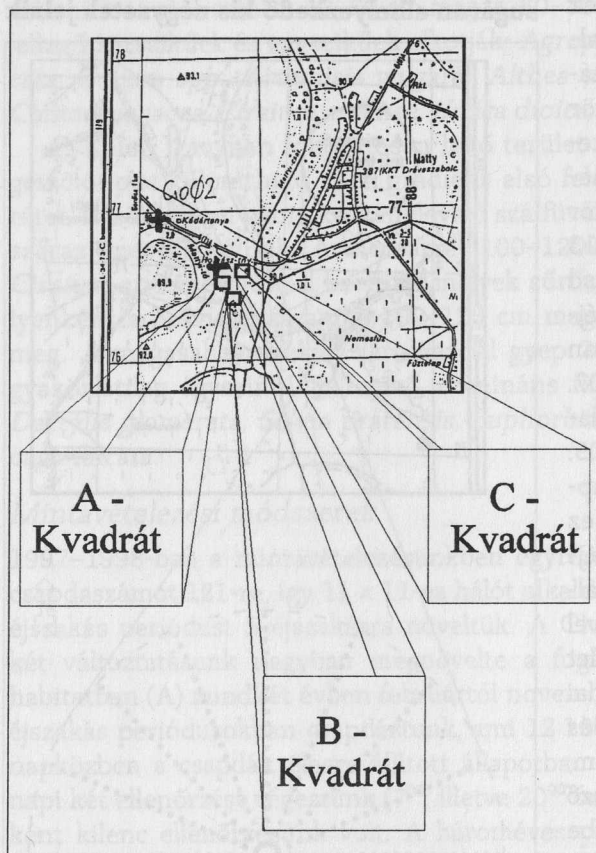
A Mattyi-tó mellett kijelölt csapdázási terület. Az élvefogó csapdákat a 16 sugáron elhelyezkedő kis négyzetek jelzik



6 Anderson, D. R. – Burnham, K. P. – White, G. C. – Otis, D. L.: Density estimation of small-mammal populations using a trapping web and distance sampling methods. *Ecology*, 1983. 64. 4. 674–680.; Buckland, S. T. – Burnham, K. P. – Anderson, D. R. – Laake, J. L.: *Distance Sampling Estimating Abundance of Biological Populations*. Chapman & Hall, London, 1996.

2. ábra

A három kijelölt kvadrát elhelyezkedése a Mattyi-tó melletti területen (1998)



megfogott és megjelölt egyedek abundanciaadatai alapján a rovarévkék (*Insectivora*) és a rágcsálók (*Rodentia*) rendjén belül megadtuk a genusok %-os arányát. A négy terület teljes kisemlősközösségét mindkét évben, az azonos szeptemberi periódus egyedszámaival felhasználva Shannon–Wiener diverzitás- és egyenletesség-értékkel jellemeztük.⁸ A diverzitások összehasonlítására t-tesztet, valamint a Rényi-féle képlet felhasználásával diverzitási rendezést alkalmaztunk.⁹ A négy mintavételi kvadrát szeptemberi adatait a területek

volítását alkalmaztuk,⁷ ami egyedi jelölést biztosít és az állat a fogási története során mindig azonosítható. A csapdázások során feljegyeztük az állat nemét (nőstényeknél graviditást, laktálást is felüntetve), korát, tömegét, csapdaszámát és egyéni kódját.

Statistikai módszerek

A fogási adatok rendszerezéséhez és feldolgozásához Microsoft Accessben dolgoztunk ki egy adatbázisrendszert, amely a fogás-visszafogási eredmények adott szempontok szerinti lekérdezésének lehetőségével az adatok felhasználását mind a populációk időbeli, mind a térbeli viszonyainak elemzéséhez lehetővé tette. Először a vizsgált területeket faunisztikai szempontból értékeltük. A

7 Begon, M.: *Investigating Animal Abundance*. London, 1979.; O'Farrell, M. J.: Spatial relationships of rodents in a sagebrush community. *J. Mamm.*, 1980. 61. 4. 589–605.; Nichols, J. D. – Conley, W.: Active-season dynamics of a population of *Zapus hudsonius* in Michigan. *J. Mamm.*, 1982. 63. 3. 422–430.

8 Pielou, E. C.: *Ecological diversity*. New York, 1975, Wiley.

9 Tóthmérész B.: *Diverzitási rendezések*. Budapest, 1997, Scientia Kiadó.

klasszifikációjához is felhasználtuk, a clusteranalízist Chekanowski-index alapján csoportátlaggal végeztük el.¹⁰ A számításokhoz a NuCoSA 1.0 programcsomagot használtuk.

Az A, B és C mintavételi területek esetén a nagy gyakoriságú rágcsálópopulációk méretének időbeni változását a minimum ismert egyedszámmal („*minimum number alive*” = MNA)¹¹ jellemeztük, ami gyakori módszer a kisemlősök demográfiai elemzésénél, nem becslési eljárás, de jól alkalmazható a trendek kimutatására. A Mattyi-tó melletti területnél a fogási paramétereket elemeztük (a fogások teljes száma, a visszafogások száma). A nagyobb gyakoriságú cickány- és rágcsálófajoknál 1998-ban értékeltük az egyedek három különböző kvadrátban történő előfordulási arányát.

Eredmények

A négy habitat faunisztikai értékelése

Az erdei habitatban (A) 1997-ben a tíz hónapos periódusban 8 kisemlősfajt, 5 *Rodentia* és 3 *Insectivora* (*Soricidae*) fajt fogtunk meg. A rágcsálóknál a vizsgált habitatra 4 karakterfaj jellemző, melyek közül ebben az évben a sárganyakú erdei egér *Apodemus flavicollis* (Melchior 1834) 294, a pirók erdei egér *Apodemus agrarius* (Pallas 1771) 248, a közönséges erdei egér *Apodemus sylvaticus* (Linné 1758) 37 és az erdei pocok *Clethrionomys glareolus* (Schreber 1780) 290 példányát jelöltük meg. Az erdő szegélyterületén a mezei pocok *Microtus arvalis* (Pallas 1779) egy példánya került megfogásra, amely valószínűleg a környező nyílt mezőgazdasági területről jelent meg az erdőszegélyben. A cickányok közül az erdei cickány *Sorex araneus* (Linnaeus 1758) 11, a törpe cickány *Sorex minutus* (Linnaeus 1766) 3, valamint a mezei cickány *Crocidura leucodon* (Hermann 1780) 34 példányát fogtuk meg. 1998-ban a négy karakterfaj közül az *A. flavicollis* 66, az *A. sylvaticus* 1, az *A. agrarius* 184 és *C. glareolus* 156 példányát jelöltük meg. Az erdő szegélyterületén ismét két példánnyal csapdáinkba került az *M. arvalis*. Faunisztikai szempontból érdekesebb, hogy 1998-ban az a vizsgált erdőtag több részén előkerült a földi pocok *Pitymys subterraneus* (de Selys Longchamps 1836), melynek 13 példányát fogtuk meg.

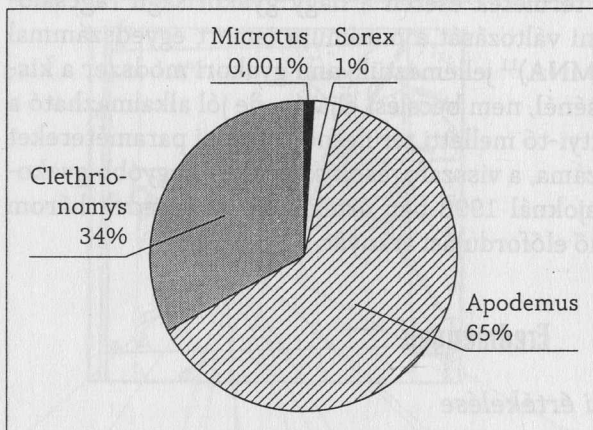
A genusok %-os arányát vizsgálva 1997-ben az *Apodemus* genus csaknem kétszerese a *Clethrionomys* genusnak, ami elsősorban természetesen annak

10 Tóthmérész B.: NuCoSa: Programcsomag közösségi szintű botanikai, zoológiai és ökológiai vizsgálatokhoz. Budapest, 1996, Scientia Kiadó.

11 Petrusewicz, K. – Andrzejewski, R.: Natural history of a freeliving population of house mice (*Mus musculus* L.) with particular references of grouping within the population. *Ecol. Pol. A.*, 1962. 10. 85–122.; Krebs, C. J.: Dermographic changes in fluctuating populations of *Microtus californicus*. *Ecol. Monogr.*, 1966. 36. 239–273.

3. ábra

**A genusok %-os aránya az erdei (A) területen
1997-ben**



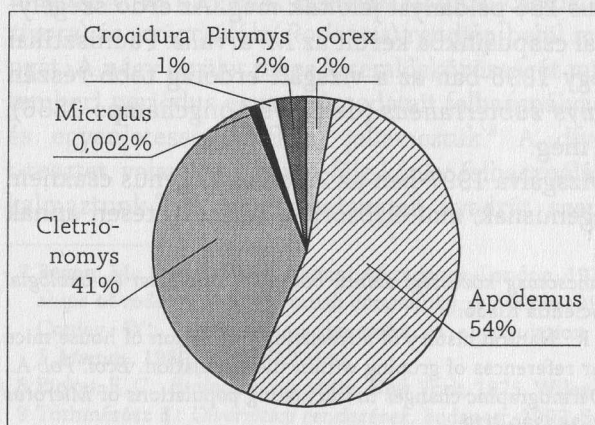
tulajdonítható, hogy az előbbi genust három faj képviseli. Ezenkívül ez az év kimagaslóan nagy létszámú *A. flavicollis* populációval is jellemezhető (lásd 3. ábra). A genuson belüli megoszlás a következő volt: *A. flavicollis* 49,68%, *A. agrarius* 44,88% és *A. sylvaticus* 6,42%. 1998-ban az *Apodemus* genus 9%-kal csökkent, míg a *Clethrionomys* 7%-kal növekedett. A *C. glareolus* nagy denzitású népessége alakult ki

ebben az évben, az *A. flavicollis* létszáma drasztikusan lecsökkent az előző évhez viszonyítva, az *A. sylvaticus* csak egy-két példányát fogtuk meg, és összesen ki sem tudtuk mutatni a kvadrátban. Az *Apodemus* genuson belüli megoszlás a következő volt: *A. flavicollis* 26,05%, *A. agrarius* 72,79% és *A. sylvaticus* 1,14%.

A Nagycsány melletti parlagterületen (B) végzett csapdázásaink során – 1997. márciustól októberig terjedő időszakban – összesen 7, 1998-ban ugyanezen időszakban 8 kisemlősfajt regisztráltunk: az *Insectivora* renden

4. ábra

**A genusok %-os aránya az erdei (A) területen
1998-ban**

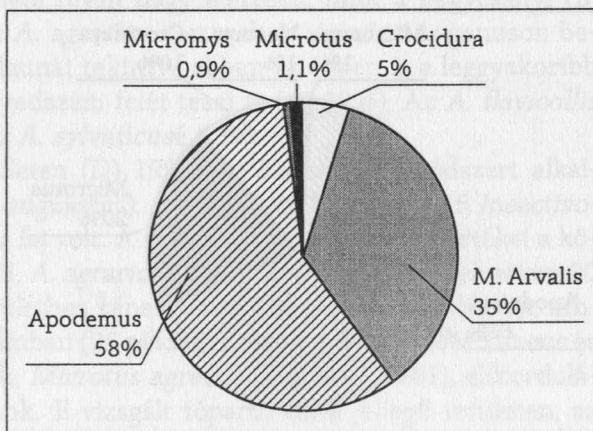


belül 2, míg a *Rodentia* renden belül 6 fajt sikerült megfognunk. A terület négy karakter rágcsálópulációja közül az első évben az *M. arvalis* 255, az *A. agrarius* 132, az *A. flavicollis* 96 és az *A. sylvaticus* 93 példányát jelöltük meg. Faunisztikai szempontból még jelentős volt ebben az évben a güzüegér, *Mus spicilegus* (Petényi 1882), jelenléte 15 példánnyal és két példány törpe egeret, *Microtus minutus* (Pallas 1771),

is fogtunk. A cickányok közül a két *Crocidura* fajt mutattuk ki, a *C. leucodon* mellett a keleti cickányt, *Crocidura suaveolens* (Pallas 1811), is megfogtuk, az előbbi 1, még az utóbbi 4 példánnyal került elő. 1998-ban is a fenti fajok kerületek csapdáinkba, a jelölt összegyedszám-megoszlása a következő volt: *M. arvalis* 198, *A. agrarius* 237, *A. flavicollis* 67, *A. sylvaticus* 37, *M. spicilegus* 6, *M. minutus* 3, valamint a

5. ábra

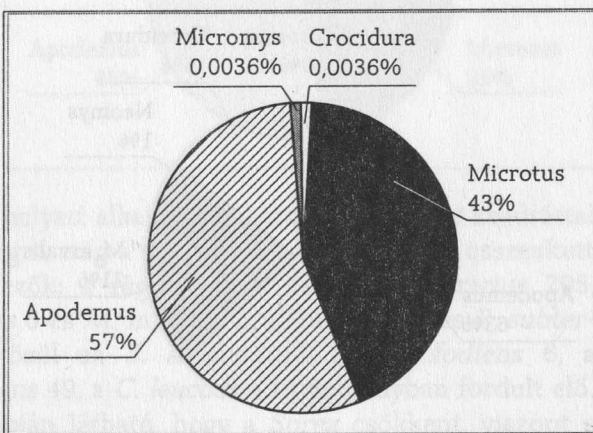
A genusok %-os aránya a nagycsányi (B) területen 1997-ben



két cickányfaj: *C. suaveolens* 21 és *C. leucodon* 10. Mindkét évben megnéztük a genusok %-os arányát, amely alapján 1997-ben az *Apodemus* genus 14%-kal felülmúlta a *Microtus* genus, mivel az *Apodemus* genus három faj képviselte a területen, szemben a *Microtus* genus egy fajával (lásd 5. ábra). Ha a fajonkénti jelölt egyedek számát tekintjük, akkor az *A. agrarius* 24,4%-os, az *A. sylvaticus* 15,2%-os és az *A. flavicollis* 16,1%-os relatív gyakorisági értéke mellett az *M. arvalis* bizonyult a parlagon hagyott terület domináns fájának. 1998-ban az *Apodemus* és a *Microtus* genus közötti különbség 23%-ra nőtt, így ebben a csapdázási periódusban az *Apodemus* genus még nagyobb arányban fogtuk meg (lásd 6. ábra). Ha az *Apodemus* fajok egyedszámának relatív gyakoriságát külön nézzük meg, akkor legnagyobb arányban az *A. agrarius* került elő (42,09%), az *A. flavicollis* csak 9,76%-a, míg az *A. sylvaticus* 6,57%-a az összegyedszámnak. Ennek alapján 1998-ban már az *A. agrarius* volt a domi-

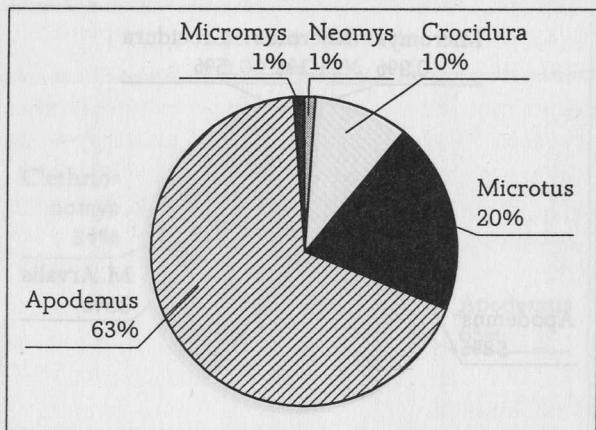
6. ábra

A genusok %-os aránya a nagycsányi (B) területen 1998-ban



7. ábra

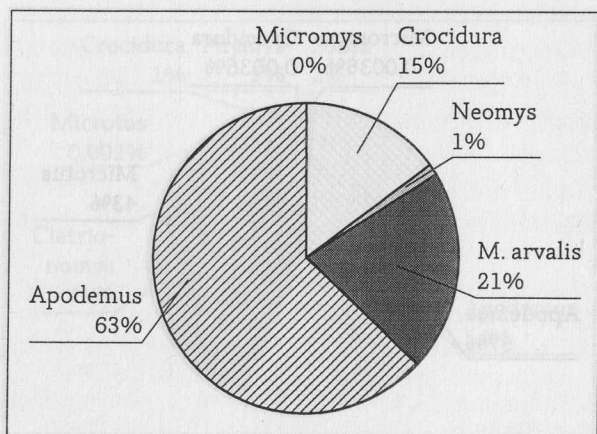
Az ötéves parlagterület (C) genusainak %-os aránya 1997-ben



csálók ugyanazon fajai kerültek itt is elő, mint a hároméves parlagterületen (B) Nagycsány mellett. 1997-ben az *M. arvalis* 127, az *A. agrarius* 239, az *A. flavicollis* 25, az *A. sylvaticus* 28, az *M. minutus* 4 példányát jelöltük meg. A *Soricidae* fajai közül csapdáztuk a két *Crocidura* fajt, melyek közül a *C. suaveolens* összegyedszáma 16 és a *C. leucodoné* 26 volt. Az elmocsarasodás következtében a vizsgált területen mindkét *Neomys* faj is megjelent, a közönséges vízcickány, *Neomys fodiens* (Pennant 1771), 2 és a Miller vízcickánya, *Neomys animalus* (Cabrera 1907), 3 példánnyal. A csapdázás folya-

8. ábra

Az ötéves parlagterület (C) genusainak %-os aránya 1998-ban



nás faj az *M. arvalisszal* szemben. Ami faunisztikai szempontból még érdekes, hogy a *Crocidura* fajok sokkal nagyobb arányban jelentek meg a területen a csapdázás második évében.

Páprád mellett fekvő területen (C) 1997 őszén az *Insectivora* rend 4, míg a *Rodentia* rend 5 faját fogtuk meg csapdáinkkal. A 9 fajt tekintve az év során összesen 428 egyedet jelöltünk meg. Az *M. spicilegus* kivételével a rág-

mán az *A. agrarius* egyedszáma megnőtt, 55,3%-os relatív gyakorisággal a leggyakoribb fajnak tekinthető, míg gyakoriságban a második helyet az *M. arvalis* (20,3%) foglalta el. A genusok %-os arányát a 7. ábra mutatja.

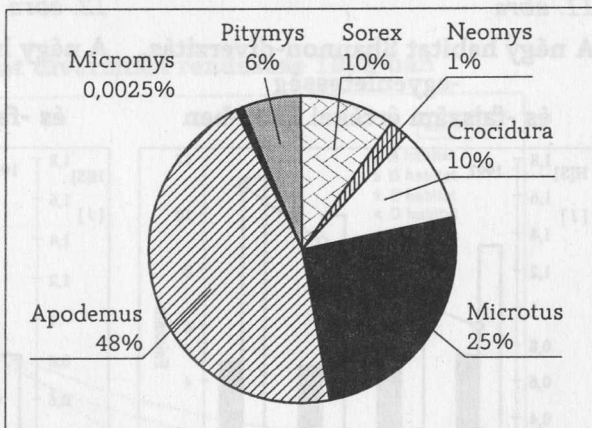
1998 fogási adataink alapján az összegyedszámok a következőképpen alakultak: *M. arvalis* 65, *A. agrarius* 160, *A. flavicollis* 25, *A. sylvaticus* 14 és *M. minutus* 1. A cickányok esetében a *C. sua-*

veolens 26, a *C. leucodon* 29, a *N. fodiens* 4 és a *N. anomalus* 1 egyeddel fordult elő. Az *Apodemus* és a *Microtus* genus közötti különbség nem változott lényegesen, illetve a *Crociodura* fajok fogási arányának az előző évhez viszonyított 5%-os növekedése sem olyan nagy mértékű, mint a nagycsányi (B) habitatban (lásd 8. ábra). Az *A. agrarius* nemcsak az *Apodemus* genuson belül, hanem a teljes kisemlősfaunát tekintve ebben az évben is a leggyakoribb fajnak tekinthető, az összegyedszám felét teszi ki (49,68%). Az *A. flavicollis* relatív gyakorisága 7,76%, az *A. sylvaticus*é 4,3%.

A Mattyi-tó melletti területen (D) 1997-ben körkvadrát módszert alkalmaztunk 2 hónapban (július, augusztus). A megfogott 12 faj közül 5 *Insectivora* (*Soricidae*), míg 7 *Rodentia* faj volt. A rágcsálófajok egyedszám-értékei a következők voltak: *M. arvalis* 95, *A. agrarius* 159, *A. flavicollis* 5, *A. sylvaticus* 20 és *M. minutus* 1. A többi területhez képest itt regisztráltuk a legtöbb fajt, többek között nagyobb egyedszámban (25 példány) került elő a *P. subterraneus* és kimutattuk a csaltjáró pocok, *Microtus agrestis* (Linnaeus 1761), előfordulását is, 2 példányt csapdáztunk. E vizsgált tóparti, vizes jellegű területen, az előbbi, a B habitathoz hasonlóan az *A. agrarius* (41,08%) bizonyult domináns fajnak. Nagy faj- és egyed-

9. ábra

A Mattyi-tó melletti terület (D) genusainak %-os aránya 1997-ben

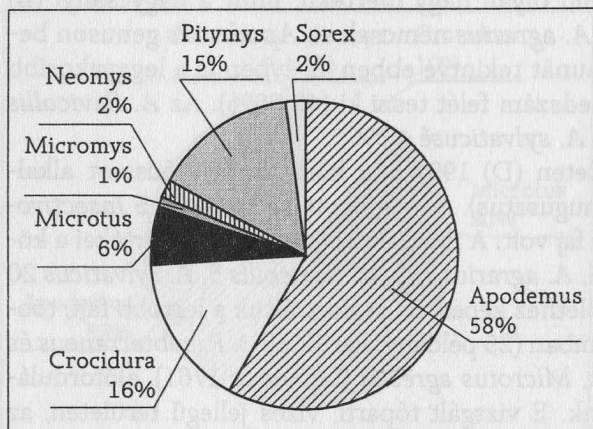


(lásd 9. ábra).

1998-ban a körtranszektek helyett alkalmazott három 11 × 11-es kvadráttal *M. agrestis* nem sikerült fogni, míg a többi 11 faj igen, melyek összesített egyedszámértékei a következők: a rágcsálófajok esetén *A. agrarius* 205, *A. flavicollis* 22, *A. sylvaticus* 6 és *M. minutus* 3, *M. arvalis* 24 és *P. subterraneus* 59. A cickányok közül az *S. araneus* 10, az *N. fodiens* 6, a *N. anomalus* 3, a *C. suaveolens* 49, a *C. leucodon* 14 példányban fordult elő. A genusok %-os aránya alapján látható, hogy a *Sorex* csökkent, viszont a

10. ábra

**A Mattyi-tó melletti terület (D) genusainak
%-os aránya 1998-ban**



Pitomys aránya megnőtt, ez utóbbi annak köszönhető, hogy a terület mozaikossága alapján kiválasztott kvadrátokkal valószínűleg jobban sikerült lefedni az élőhelyét (lásd 10. ábra). A területet kora tavasszal leégették, ami feltehetően az *S. araneus* előfordulására hatott leginkább.

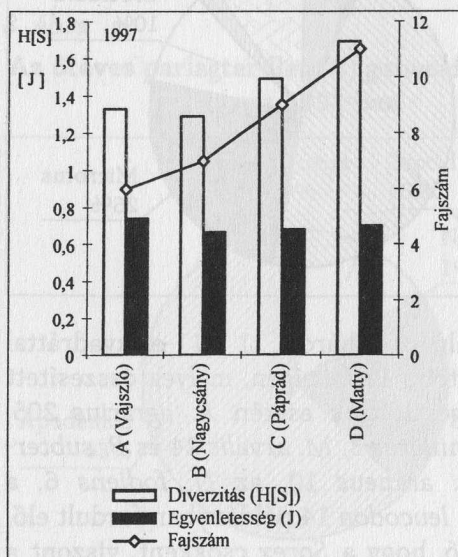
Mind a négy habitatnál a szeptemberi abundanciaadatokat felhasználva mindkét évben Shannon-Wiener diverzitás-

és egyenletességtérteket számítottunk (11–12. ábra).

A 11. ábrán látható, hogy 1997-ben a Mattyi-tó melletti terület és az öt-éves parlagterület diverzitása a legnagyobb. A diverzitásértékek t-tesztje ka-

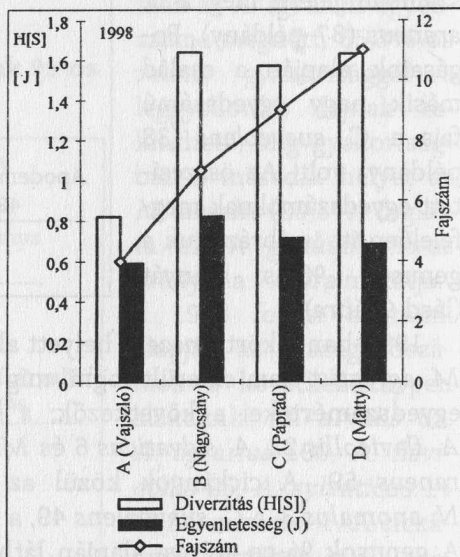
11. ábra

**A négy habitat Shannon-diverzitás,
-egyenletesség
és -fajszám értékei 1997-ben**



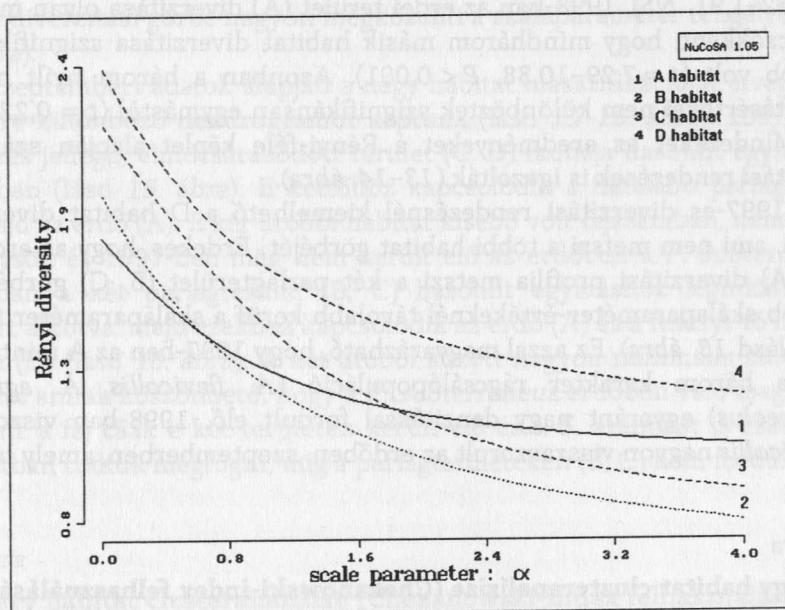
12. ábra

**A négy habitat Shannon-diverzitás,
-egyenletesség
és -fajszám értékei 1998-ban**



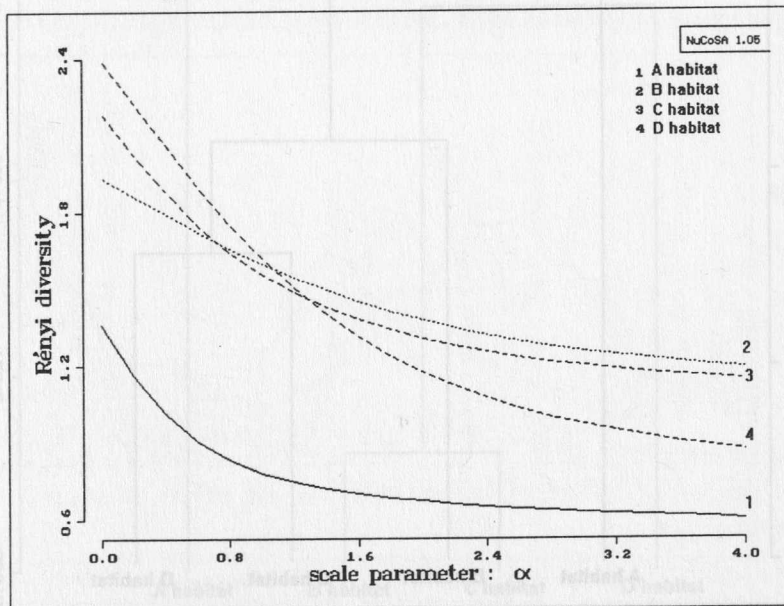
13. ábra

A négy habitat diverzitási rendezése 1997-ben



14. ábra

A négy habitat diverzitási rendezése 1998-ban

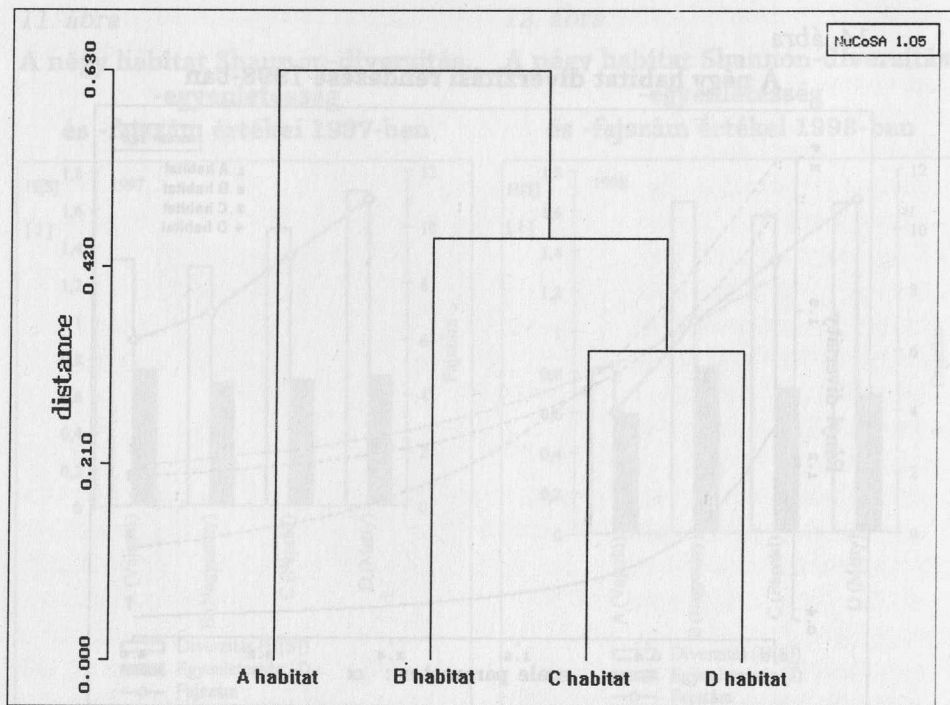


pott értékeknél ($t = 4,58 - 5,01$, $P < 0,001$). Az A, B és C habitat megfelelő párosításainál a t-teszt nem adott statisztikailag elfogadható különbséget ($t = 0,62-1,91$, NS). 1998-ban az erdei terület (A) diverzitása olyan mértékben lecsökkent, hogy mindhárom másik habitat diverzitása szignifikánsan nagyobb volt ($t = 7,29-10,38$, $P < 0,001$). Azonban a három nyílt habitat diverzitásértékei nem különböztek szignifikánsan egymástól ($t = 0,22-0,59$, NS). Mindezeket az eredményeket a Rényi-féle képlet alapján számított diverzitási rendezések is igazolták (13–14. ábra).

Az 1997-es diverzitási rendezésnél kiemelhető a D habitat diverzitási profilja, ami nem metszi a többi habitat görbéjét. Érdekes, hogy az erdei terület (A) diverzitási profilja metszi a két parlagterület (B, C) görbéjét és nagyobb skálaparaméter-értékeknél távolabb kerül a skálaparaméter tengelyétől (lásd 13. ábra). Ez azzal magyarázható, hogy 1997-ben az A mintaterületen a három karakter rágcsálópopuláció (*A. flavicollis*, *A. agrarius*, *C. glareolus*) egyaránt nagy denzitással fordult elő. 1998-ban viszont az *A. flavicollis* nagyon visszaszorult az erdőben, szeptemberben, amely hónap-

15. ábra

**A négy habitat clusteranalízise (Chekanowski-index felhasználásával)
1997-ben**

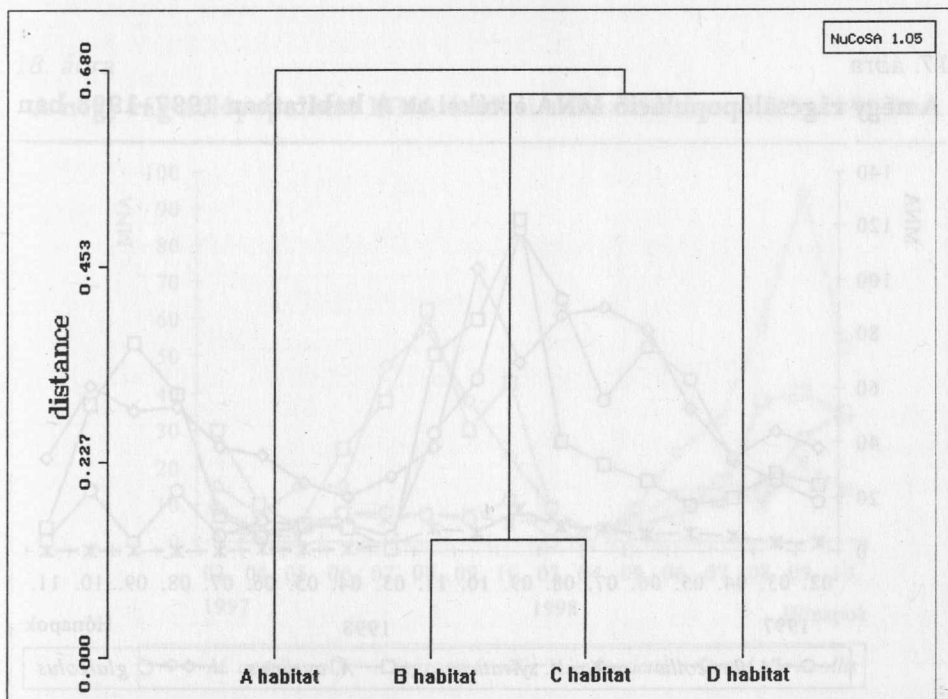


ban 1997-ben létszámmaximuma volt, nem is volt fogásunk és abszolút a *C. glareolus* vált dominánssá a vizsgált erdőtagban, ami magyarázza azt, hogy a diverzitási görbe nagyon megközelíti a skálaparaméter tengelyét (lásd 14. ábra).

A szeptemberi adatok alapján a négy habitat klasszifikációját elvégezve a két évre különböző dendrogramot kaptunk (lásd 15–16. ábra). 1997-ben a két vizes jellegű, elmocsarasodott terület (C, D) faunája hasonlít egymáshoz legjobban (lásd 15. ábra). E kettőhöz kapcsolódik a fiatalabb parlagterület (B), majd az erdő (A). E két utóbbi habitat kisebb volt fajszámban, nem voltak *Neomys*ok és 1997-ben még nem került elő az erdőben a *P. subterraneus*. 1998-ban a két parlagterület (B, C) hasonlít egymáshoz leginkább, egy clustert alkotva, majd ezekhez kapcsolódik az erdő (A) és a Mattyi-tó melletti terület (D) (lásd 16. ábra). A két utóbbi között nagyon minimális különbség van, ami annak köszönhető, hogy a *P. subterraneus* erdőben való megjelenése miatt a faj csak e két területen került elő és a *S. araneus*t is csak e két habitatban tudtuk megfogni, míg a parlagterületeken (B, C) nem fordult elő.

16. ábra

**A négy habitat clusteranalízise (Chekanowski-index felhasználásával)
1998-ban**

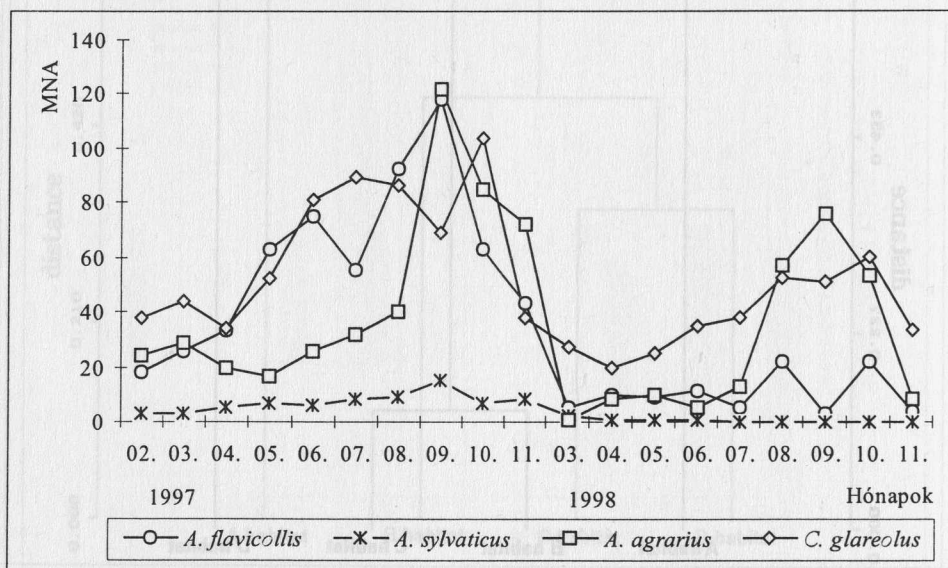


A demográfiai adatok értékelése

Az erdei habitatban (A) a négy jellemző rágcsálópopuláció létszámának időbeli változását elemeztük a „minimum ismert egyedszám” = MNA számításával. A két év MNA értékeit egy grafikonon ábrázoltuk (lásd 17. ábra). 1997-ben az *A. flavicollis* és *C. glareolus* esetén az egyedszám két csúcsa figyelhető meg, amelyek a két fajnál nem esnek ugyanazon hónapra. Az *A. flavicollis* május–júniusban és szeptemberben érte el demográfiai maximumát. A *C. glareolus* létszámcsúcsa júliusban és októberben alakult ki. Az *A. agrarius* február–márciusban még nagy számban fogtuk meg, de a tavasz végére visszaesett az egyedszáma, ami csak ősszel emelkedett meg olyan mértékben, hogy szeptemberben e faj MNA értéke a legnagyobb. Az *A. sylvaticus* az egész év folyamán nagyon kis létszámban csapdáztuk. 1998-ban a *C. glareolus* dominanciája figyelhető meg, az *A. agrarius* februártól júliusig kis számban fogtuk meg, majd egyedszáma a korábbi évek tapasztalataihoz hasonlóan nyár végétől ősze gyorsan növekedett és szeptemberre az MNA értéke a *C. glareolus* értékét is meghaladta. Tehát az *A. agrarius* ismét a későbbi, hirtelen megugró létszámnövekedést mutatta. Az *A. flavicollis* esetén az egyedszám két csúcsa figyelhető meg, amelyek azonban jóval alacsonyabbak az előző év létszámainál. Rendkívül érdekes a szeptemberi eltűnése, amely hónapban nem fogtuk meg egy példányát sem,

17. ábra

A négy rágcsálópopuláció MNA értékei az A habitatban 1997–1998-ban



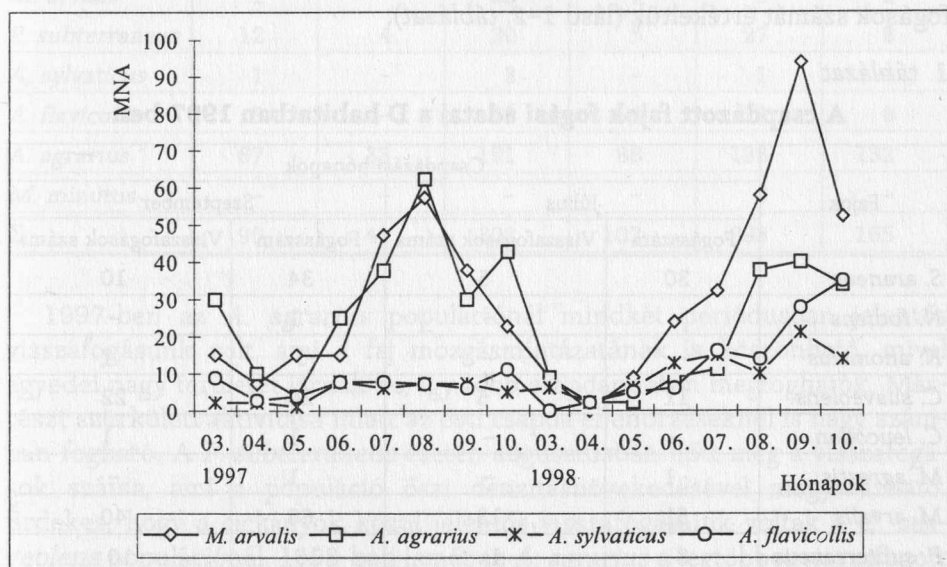
jelenlétére csak az MNA Manly–Parr fogásnaplár szerinti „z” értékei utalnak. Az *A. sylvaticus* viszont még az 1997-es eredményeknél is kisebb létszámban csapdáztuk.

A hároméves parlagterületen (B) is a négy nagyobb gyakoriságú rágcsálófaj létszámváltozását értékeltük. Az *M. arvalis* dominanciáját regisztrálhattuk, amely faj létszámának csúcsát 1997-ben, szeptemberben érte el. Az *Apodemus* fajok sem az *M. arvalisszal*, sem egymással nem mutattak szinkronitást, az *A. agrarius*nak már augusztusban is nagy létszámkiugrása volt. A másik két erdei egérfaj szeptemberi maximuma után az *A. sylvaticus* létszáma tovább nőtt, szemben az *A. flavicollis* létszámcsökkenésével. 1998-ban a B habitatban az *M. arvalis* és az *A. agrarius* dominanciája volt jellemző, mindkét faj augusztusra érte el létszámának a csúcsát. Az *A. sylvaticus*, illetve az *A. flavicollis* egész évben alacsony egyedszámban volt jelen (lásd 18. ábra).

Az ötéves, elmocsarasodó parlagterületen (C) is a négy jellemző rágcsálópopuláció demográfiai változását értékeltük. Az MNA görbe jól mutatja, hogy a területen 1997-ben az *A. agrarius* létszáma fokozatosan nőtt, novemberben érte el létszámának csúcsát, míg 1998-ban az augusztusi csúcs után már létszámcsökkenést figyelhetünk meg. Mivel a két évben végzett csapdázások között több hónap telt el, az ábrán szaggatott vonallal jelöltük az 1997. novemberi és az 1998. májusi értékeket közötti időszakot, amikor nem végez-

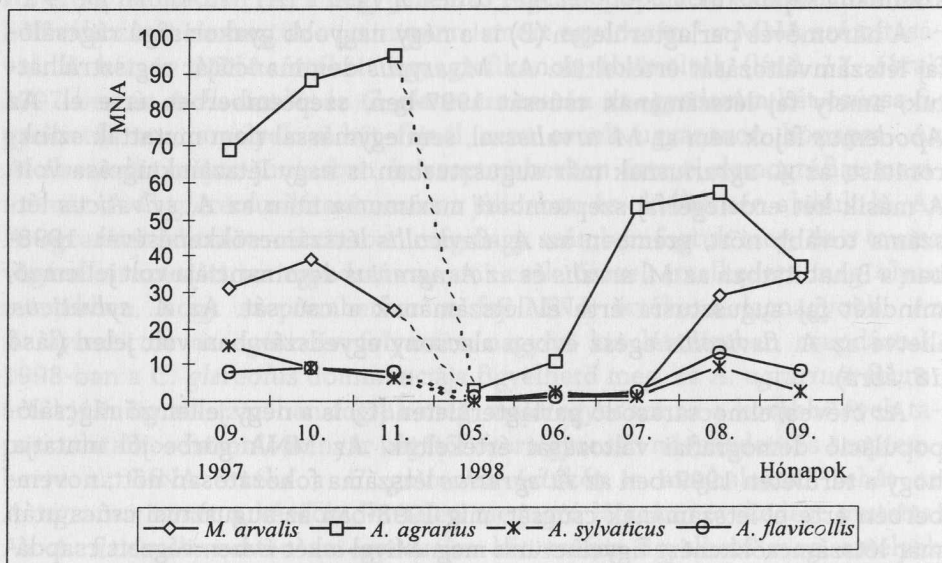
18. ábra

A négy rágcsálópopuláció MNA értékei a B habitatban 1997–1998-ban



19. ábra

A négy rágcsálópopuláció MNA értékei a C habitatban 1997–1998-ban



tűnk csapdázást (lásd 19. ábra). Az *A. sylvaticus*-t és az *A. flavicollis*-t a B területhez hasonlóan kis egyedszámmal fogtuk meg mindkét évben, az *M. arvalis* is jóval kisebb egyedszámban volt jelen, mint a B habitatban.

A Mattyi-tó mellett (D habitat) kevesebb csapdázási periódusunk volt, mint az előző mintaterületeken, így itt az MNA helyett a fogások és visszafogások számát értékeltük (lásd 1–2. táblázat).

1. táblázat

A csapdázott fajok fogási adatai a D habitatban 1997-ben

Fajok	Csapdázási hónapok			
	Július		Szeptember	
	Fogásszám	Visszafogások száma	Fogásszám	Visszafogások száma
<i>S. araneus</i>	30	5	34	10
<i>N. fodiens</i>	–	–	1	–
<i>N. anomalus</i>	–	–	5	1
<i>C. suaveolens</i>	11	5	20	22
<i>C. leucodon</i>	–	–	1	1
<i>M. agrestis</i>	1	–	1	–
<i>M. arvalis</i>	51	13	66	40
<i>P. subterraneus</i>	8	1	15	10

Fajok	Csapdázási hónapok			
	Július		Szeptember	
	Fogásszám	Visszafogások száma	Fogásszám	Visszafogások száma
<i>A. sylvaticus</i>	9	8	8	9
<i>A. flavicollis</i>	4	4	2	–
<i>A. agrarius</i>	75	71	55	87
<i>M. minutus</i>	1	–	–	–
Σ	190	107	208	180

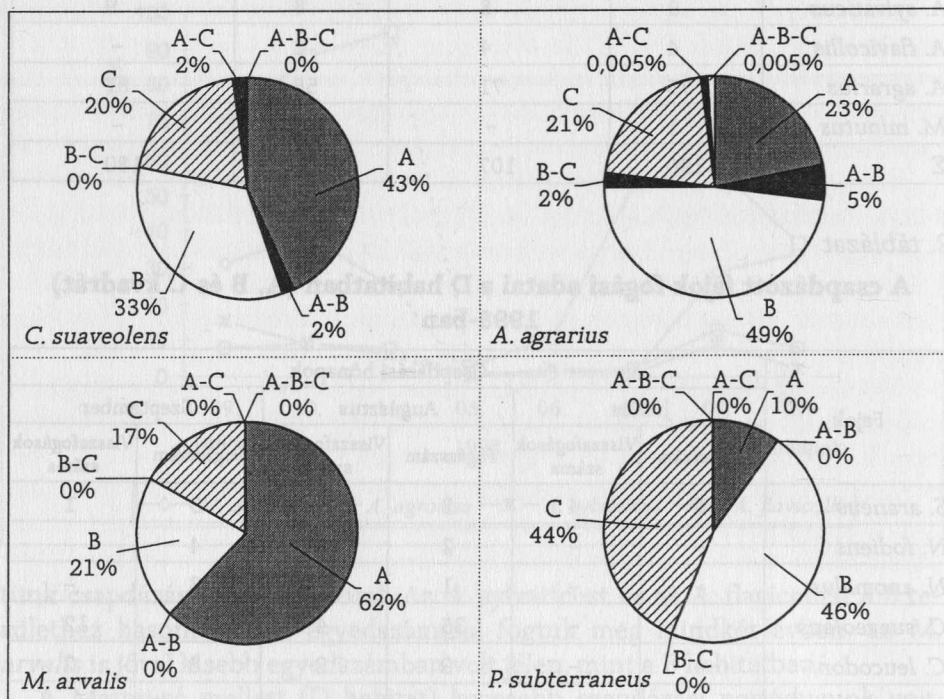
2. táblázat

A csapdázott fajok fogási adatai a D habitatban (A, B és C kvadrát) 1998-ban

Fajok	Csapdázási hónapok					
	Június		Augusztus		Szeptember	
	Fogásszám	Visszafogások száma	Fogásszám	Visszafogások száma	Fogásszám	Visszafogások száma
<i>S. araneus</i>	6	4	2	–	5	1
<i>N. fodiens</i>	–	–	2	–	4	–
<i>N. anomalus</i>	–	–	1	–	2	–
<i>C. suaveolens</i>	–	–	35	4	32	12
<i>C. leucodon</i>	–	–	9	2	8	2
<i>M. agrestis</i>	–	–	–	–	–	–
<i>M. arvalis</i>	1	–	22	1	5	2
<i>P. subterraneus</i>	12	4	30	5	27	8
<i>A. sylvaticus</i>	1	–	3	–	1	–
<i>A. flavicollis</i>	3	–	13	4	18	8
<i>A. agrarius</i>	67	33	191	86	188	132
<i>M. minutus</i>	–	–	–	–	3	–
Σ	90	41	308	102	293	165

1997-ben az *A. agrarius* populációnál mindkét periódusban jelentős visszafogásunk volt, ami a faj mozgásmintázatának is köszönhető, mivel egyedei nagy területet járnak be, így több csapdaponton megfoghatók. Másrészt szűrületi aktivitása miatt az esti csapda ellenőrzéseknél is nagy számban fogható. A *P. subterraneus* esetén augusztusban nőtt meg a visszafogások száma, ami a populáció őszi denzitásnövekedésével magyarázható. Érdekes, hogy a cickányok közül jelentős visszafogásaink voltak a *C. suaveolens* populációnál. 1998-ban ismét az *A. agrarius* a legtöbbet visszafogott

A négy nagy egyedszámban megjelenő populáció egyedeinek kvadráthasználata a D habitatban 1998-ban



faj. Az új mintavétel alapján lényegesen több *P. subterraneus* egyedet jelöltünk meg, de a fogás-visszafogás arányok a vártnál rosszabbak voltak.

A három kvadrát lehetőséget kínált arra, hogy a leggyakoribb négy populáció egyedeinek kvadráthasználatát értékeljük (lásd 20. ábra). Csak az *A. agrarius*-nál volt egy egyed, amely mindhárom kvadrátban előfordult, valamint több olyan példány, amely két-két kvadrátot használt. Érdekes, hogy a *P. subterraneus* inkább a B és a C kvadrátban volt nagyobb példányszámmal, míg az *M. arvalis* inkább az A kvadrátot használta. Természetesen a területek, illetve a mikrohabitatfoltok használatának értékeléséhez több fogási adatra van szükségünk.

Diszkusszió

A vizsgált habitatokat először kisémlősfaunisztikai szempontból értékeltük. A különböző genusok és a domináns fajok %-os gyakoriságának ábrázolása és kiemelése mellett a csapdázott közösségek jellemzésére a Shannon-Wiener diverzitást alkalmaztuk. A legdiverzebb területnek a Mattyi-tó partján található zárt gyepek bizonyultak, ahol a rágcsálófajok mellett több cickányfaj is

nagy számban került elő. Az erdei habitatban a rágcsálók négy fajból álló jellegzetes közössége alakult ki, melynél érdekes faunisztikai változás az 1998-ban megjelenő *P. subterraneus*. Palotás G. is Shannon-diverzitással értékelte területeit¹² és eredményei alapján a vízzel időszakosan borított helyeken – ártéri erdő, árvízvédelmi töltés – hasonlóan nagyobb diverzitást tapasztalt.

Kozakiewicz A. is tópartokon vizsgálta a kisemlős-populációkat és azt találta, hogy ezekben a habitatokban állandóan jelen vannak a kisemlősök.¹³ Vannak olyan rágcsálópopulációk, melyek a magas és az alacsony ártéren egyaránt előfordulnak, míg más populációk az alacsony árterű területeket részesítik előnyben. Ezek azok az egyedek, amelyeknek nem ez a tipikus élőhelye, és a gradáció miatt vándoroltak ide. Az *A. agrarius* élőhelye a víz melletti sűrű borítottságú sáv, amit Zejda J. is megállapított vizsgálataiban.¹⁴

Mikes M. és Habijan-Mikes V. szerint minden élőhelynek megfelelő faunája van, mind kvantitatív, mind kvalitatív szempontból.¹⁵ Erdei habitatban találta a legnagyobb diverzitást, illetve egyedszámot. L. Canova és M. Fasola hat habitat populációközösségeit vizsgálta, az *A. sylvaticus* mind a hat élőhelyen előfordult domináns fajként.¹⁶ Rámutatott még arra is, hogy a populációdiverzitás szoros összefüggésben áll az élőhely felépítésbeli diverzitásával. Pelikán J. művelt területek populációközösségeit hasonlította össze a körülötte fekvő mezőkkel, a két különböző habitatban hat különböző fajt talált.¹⁷ A művelt területeken kívül az *M. arvalis* és az *A. sylvaticus* volt a domináns faj (míg ezen belül az *M. musculus*). A megművelt terület nagyobb faji diverzitást, illetve populációsűrűséget mutatott. A parlagon hagyott területeink kisemlősközösségéhez nagyon hasonló összetételű közösség populációinak egyedszámváltozását vizsgálták K. Adamczewska-Andrzejewska et al.¹⁸ A rágcsálóközösségek jelentős különbséget mutattak a létszámmaximum elérésében és ezek nem fedték át egymást. Ezt a mi vizsgálataink is alátámasztják, az *M. arvalis* demográfiai maximumát késő nyáron, augusz-

12 Palotás G.: i. m. (1986).

13 Kozakiewicz, A.: Lakeside communities of small mammals. *Acta Theriol.*, 1985. 30. 9. 171–191.

14 Zejda, J.: Habitat selection in *Apodemus agrarius* (Pallas, 1771; *Mammalia*, *Muridae*) on the border of the area of its distribution. *Zool. Listy*, 1967. 16. 5–24.

15 Mikes M. – Habijan-Mikes V.: Coenotic relations of small mammals along the river Tisza. *Tiscia*, 1985. 20. 35–143.

16 Canova, L. – Fasola, M.: Communités of small mammals in six biotopes of northern Italy. *Acta Theriol.*, 1991. 36. 1–2. 73–86.

17 Pelikán J. – Nesvadbova, J.: Small mammal communities in farms and surroundings fields. *Folia Zool.*, 1979. 28. 3. 209–217.

18 Adamczewska-Andrzejewska, K. – Bujalska, G. – Mackin-Rogalska, R.: 1. Changes in Numbers of *Microtus arvalis* (Pall.), *Apodemus agrarius* (Pall.) and *Apodemus flavicollis* (Melch.) of Chosen Crop Fields. *Pol. Ecol. Stud.*, 1981. 7. 2. 75–192.

tus-szeptemberben regisztráltuk, ez az eredmény megegyezik A. Butet és A. Leroux eredményével.¹⁹ Az előbbi lengyel eredményekhez hasonlóan nálunk sem mutattak szinkronitást a populációk létszámának maximumai, az *M. arvalis* őszi létszámcsökkenése mellett az *Apodemus* fajok, különösen az *A. agrarius* jelentős további létszámemelkedést mutattak.

Ezen eredményeket tekintve tervezzük mindegyik terület további csapdázását tervezzük. A Mattyi-tó melletti zárt gyepek esetében az 1998-ban bevezetett kvadrát módszer több szünbiológiai kérdésfeltevés vizsgálatára ad lehetőséget, így a mintavételből adódóan itt is számíthatók és becsülhetők lesznek a különböző populációdinamikai és términtázatbeli paraméterek, valamint a növényzeti foltok részletesebb leírásával tanulmányozhatóvá válik a kisemlősök mikrohabitat-használata és átfedése is.²⁰

19 Butet, A. – Leroux, A.: Spatial and Temporal Density Fluctuations in Common Vole Populations in a Marsh in Western France. *Pol. Ecol. Stud.*, 1994. 20. 3–4. 137–146.

20 A mintaterületek vegetációstruktúrájának leírásában nyújtott segítségéért köszönet illeti Dénes Andrea, Ortmanné Ajkai Adrienn és Csete Sándor botanikusokat, köszönöm a diákkörös hallgatóimnak a csapdázásban nyújtott segítségét, valamint az F 021184-es OTKA és a MTA vácrátóti Botanikai és Ökológiai Intézetének anyagi támogatását.

Félszáraz és szekunder gyepek ökológiai és cönológiai viszonyai az Aggteleki-karszton

A vizsgált gyepek általános jellemzése, topográfiai helyzete

Bár a vizsgált gyepek növénytársulás-tani szempontból heterogének, együtt tárgyalásuk több okból is szükséges. E társulások olyan sokfélék, hogy közöttük a közepesen száraz réttől a sztyepprétekig, a sztyepprétektől a magaskőrös-sarjtelepes erdőssztyepp-szegélyekig mindenféle átmenet megvan. Ezek az egyes vizsgálati területeken is igen változatos módon mennek át vagy mozaikosan ékelődnek egymásba. Emellett azért is indokolt együtt tárgyalni őket, mert az alkalmazott vizsgálati módszereink is jórészt azonosak voltak.

Mivel korábbi fitocönológiai munkák ezekkel a gyep-társulásokkal a cönotaxonómiai besorolásbeli nehézségek miatt kevésbé foglalkoztak, itt az alapozó geobotanikai munkát is el kellett végezni. Ezért egyik részről – tartós kvadrátokat jelöltünk ki, ahol a jelenlegi alapozó felmérést követően is nyomon tudjuk kísérni a változásokat, másrészt viszont igen nagy számú (kb. 180), hagyományos módszerű kvadrátfelvételt készítettünk a legkülönbözőbb helyeken. Több mint 20 olyan mintaterületünk van, ahol fitocönológiai felvételeinket az utóbbi 6 évben rendszeresen megismételtük, méghozzá legalább két évszakban: a tavasz–nyár fordulóján (május vége–június eleje, amely a sztyepprétek „csúcsidőszaka”), ill. augusztusban, amely az ernyősök és fészkesek felvételezése miatt kulcsfontosságú.

A tartós kvadrátokat 1992-ben az alábbi helyeken jelöltük ki:

- Lófej-völgy alsó szakasza, keleti expozíció, a lejtő középmagasságában és felső peremén (4 kvadrát);
- Jósvalói Szőlő-hegy, 3 különböző magassági szintben és a tetőn, a volt erdészeti kaszálón (10 kvadrát);
- Verőtető, árvalányhajás dolomit-lejtő, déli expozíció (2 kvadrát);
- Töbör a Mihály-lázától délre, töböroldalon és töbörnyakon (4 kvadrát).

A tálcspadás mintavételi helyek (kvadrátonként 3-3 csapdából álló csoportokban) mindig a tartós kvadrátok közelében voltak, az egyértelmű növényzeti referencia végett.

A fentiekén kívül korábban voltak tartós kvadrátjaink:

- a Tohonya- és a Lófej-völgy közötti háton;
- az Ocsisnya-tetőtől nyugatra lévő töbörben;
- a 20-as határkötől délre lévő töbörben (ezek vizsgálatát 1994-ben újra indítottuk);
- a Verőtetőn, déli expozíciójú lejtő (1×1 m-es beosztásban, mintegy 0,5 hektáron).

A tartós kvadrátokon kívül rendszeres mintavételi helyeink a következők voltak:

- Keleti expozíciójú lejtő a Tohonya-völgy délnyugati oldalán, a Karszt-kutató Állomástól 0,5 km délkeletre (1);
- Délnyugati expozíciójú uvala-lejtő a Karsztkutató Állomástól 0,7 km-re délre (2);
- Korábban részben kaszált, extenzíven legeltetett gyep a Lófej- és Tohonya-völgy közti háton (3-4);
- A Lófej-völgy délnyugati oldalának keletre néző felső pereme és középső magassága (5);
- A Lófej-völgy északkeleti oldalának nyugatra néző lejtője (6-7);
- Szőlő-hegy, alsó és középső szint, erdészeti kaszáló, délkeleti és délnyugati expozícióban (8-9-10);
- Gerinchelyzetű, dolomitos alapkőzetű tisztás a Káposztás-bérctől 0,8 km-rel keletre (11)
- Kettős-töbör a Káposztás-bérctől 0,6 km-rel nyugatra (korábbi tartós kvadrátok is! 12);
- Töbrök a Mogyorós-bérctől dél-délkeletre 0,5 km-re (13);
- Töbör a 20-as határkő közelében, attól délre (korábbi és újabb tartós kvadrátok, 14);
- Lófej-tető, Nagy-Nyilas, a Haragistya-Szelce-pusztai út mellett (15);
- Verőtető, déli kitettségű dolomitos lejtő a Haragistya-Szelce-pusztai úttól délre (16);
- Töbör a Luzsok déli oldalán, a Csiszár-nyílástól északra (17);
- Töbörnyak a Haragistya-Szelce-pusztai út Ménes-völgyi elágazásánál, az előzővel szomszédos (18);
- déli kitettségű lejtő, a Nagy-oldaltól északra, az 557 m-es magassági ponttól 0,2 km délre (19);
- Nagy-oldal, BR magterület az Oltárkötől északkeletre, déli expozíciójú lejtőperem és sziklagyepes lejtő (20).

A zárójelben lévő sorszámok a munkatérképen lévő helyszámoknak felelnek meg. A helyeket erdőtag-erdőrészlet alapján, ill. a 10 000-es léptékű topográfiai térképen is rögzítettük. A fenti 20 standard mintaterület összkiterjedése 7,2 hektár. A nagyobb, homogén területeken 0,5; a kisebb, mozaikosabb területeken 0,2 hektárt vizsgáltunk részletesebben, általában

több (5–20), 2 × 2 m-es kvadrátot helyezve el rajtuk. 1997-től elkezdtük (Otti Wilmanns javaslatára) a korábban mintavételezett területek fitocönológiai újrafelvételezését az *eredeti* Braun-Blanquet-féle metodika szerint. A tálcspadázás (l. tartós kvadrátok) mellett egyéb gyűjtési módszereket is alkalmaztunk. Fűhálózást csak a nem magterület jellegű részekben végeztünk. Mindenütt legalább évente kétszer végeztünk gyakoriságbecsléses transzekt felvételt nappali lepkékre.

Fennsíki félszáraz gyepek és sztyepprétek

Jellegük az 1960-as évek óta változott. Ennek fő tényezői: az éghajlat szárazabbá válása, a karsztvízszint csökkenése, a kaszálás rendszertelenné válása, ill. elmaradása, valamint a túltartott vadállomány legelése. A korábbi rendszeres kaszálás kedvezett az *Arrhenaterum elatius* és *Bromus erectus* dominanciájának. A kaszálás elmaradása óta mindkettő rovására a *Brachypodium pinnatum* terjeszkedik. Mivel az idetartozó gyepek társulástani besorolása bonyolult, közöttük sok az átmeneti vagy mozaikos jellegű, amelyek az egyes részterületeken együttesen fordulnak elő, ezért áttekintésüket részterületek szerint adjuk meg.

Töbörgyepek az Ocsisnya-tetőtől délnyugatra, ill. a Káposztás-bérctől 0,6 km-rel nyugatra

Ezek a töbörgyepek az 1960-as évek közepéig jó állapotúak voltak. A töbör aljára telepített lúcos rontott a töbör mikroklimáján. A védett növények közül megritkult: *Gentianella livonica*, *Orchis ustulata*. Számos melegigényes rovarfaj eltűnt, ill. megritkult (pl. a védett *Ascalaphus macaronius*). A kaszálás elmaradásával együtt eltűnt az *Arcyptera fusca* (Orthoptera). Védett *Lycaenidaek* megritkultak (*Maculineaalcon xerophila*, *Aricia artaxerxes issekutzi*, *Palaeochrysophanus hippothoë*). A botanikailag értékesebb, szárazabb részekben a *Carici montanae*–*Brachypodietum* társulás jellemző. Fontosabb fajai: *Alyssum montanum ssp. brymii* (end., gyak.), *Centaurea triumfettii*, *Cytisus albus*, *Gentianella livonica*, *Gentiana cruciata*, *Polygala major*, *Orchis ustulata*. E társulás ma csak egy kisebb, déli kitettségű oldalgerincen van meg. Nagyobb kiterjedésű: *Polygala majori*–*Brachypodietum*, a magas fűvű töbörgyep, amely keleti kitettségben erősen becserjésedett. Jobb állapotban az említett oldalgerinc peremén, itt tömeges: *Cirsium pannonicum*, *Inula hirta*, *Dianthus pontederæ*, *Teucrium chamaedrys*, *Veronica teucrium*, *Polygala major*, *Scorzonera purpurea* stb. A töbör északi peremén a gyeppen dominánssá vált a *Betonica officinalis*; helyenként ritkás, nem záródó borókással.

Töbörgyepék a Mogyorós-bérc mellett

Az 1960-as évek közepéig jó kaszálók voltak, két kisebb vadfölddel (amelyeket sajnos 1991-ben, újrászántottak, teljesen értelmetlenül). A gyepek jellege az előzőekkel megegyező, azonban botanikai szempontból némileg jobb, fajgazdagabb. Kisebb foltoktól eltekintve magasfüvű gyepek, *Polygalo-Brachypodium* (kb. 60 %), a többi *Brometum erecti* és *Arrhenatheretum*. A töbrök aljának gypét a vadföldként való használat miatt nem tekinthetjük természetközeli vagy féltermészetes állapotúnak, mert a szántást követően elgyomosodott. Fontos növényfajok: *Adonis vernalis**, *Anemone sylvestris**, *Anthericum ramosum*, *Alyssum montanum* ssp. *brymii*, *Cytisus albus*, *C. procumbens*, *Cirsium pannonicum*, *Gentianella ciliata**, *G. livonica**, *Gymnadenia conopsea**, *Hypochoeris maculata*, *Polygala major**, *Scorzonera purpurea*.¹ A gyepek viszonylag jó állapotát jelzi néhány védett, ill. a területre jellemző rovarfaj jelentősebb állománya: *Adscita budensis*, *Maculinea arion**, *M.alcon**, *Aricia artaxerxes**, *Melitaea telona kovacsi*, *Brenthis daphne*, *Mellicta britomartis* (Lepidoptera). A gyepekben 1983 óta – az említett zavaró hatásoktól eltekintve – lényegesebb állapotváltozás, romlás nem történt.

Dolomitgyep a Káposztás-bérctől 0,8 km-re keletre

Itt is kétféle gyeptípus van jelen, de nagyobb arányú (60%) a szárazabb, rövidebb fűvű *Poo badensis-Caricetum montanae*. A *Polygalo-Brachypodium* itt a tisztás nyugati részére, ill. a tőle északnyugatra elhelyezkedő nagy töbrökre jellemző (utóbbi egyik talajfauna-vizsgálati mintahelyünk is volt). A *Poo badensis-Caricetum montanae* fajgazdag kifejlődése miatt értékes. Fontosabb fajai: *Adonis vernalis**, *Anemone sylvestris**, *Alyssum montanum* ssp. *brymii*, *Centaurea triumfettii**, *Cytisus procumbens*, *Globularia aphyllantes*, *Gymnadenia conopsea**, *Jurinea mollis**, *Orchis ustulata**, *Poa badensis*, *Pulsatilla grandis**, *Stipa joannis* stb. A magasabb fűvű terület *Polygalo-Brachypodium*, benne sok a *Avenula (Helictotrichon) pubescens* és *Arrhenatherum elatius*, eléggé mezofil jellegű. Fajösszetétele a korábbi kaszálásra utal: *Dianthus pontederæ*, *Filipendula vulgaris*, *Salvia pratensis*, *Trifolium alpestre*, *T. montanum* stb. A gyepekben, a cserjés és az erdő sokrétű átmenetei miatt, több a thamnobiont *Tettigonoidea (Pholidoptera fallax, Rhacocleis germanica)*, mellettük a *Lepidoptera*-együttes különösen változatos: *Adscita budensis*, *Hyphoraia aulica*, *Aricia artaxerxes**, *Melitaea telona kovacsi**, *Mellicta britomartis*, *Erebia medusa**, *E. aethiops**, *Lopinga achine**. Bár a tisztást minden oldalról erdő veszi körül, a visszaerdősödés nem indult meg, sőt a gyepréteg (Carex montana sarjtelegek mérete) adataiban sem volt változás 1991–1997 között.

¹ A csillag védett növényeket jelöl.

Töbörgyepek a 20-as határkötől délre

Ez volt az egyik legrészletesebben vizsgált terület: 1983-ban és 1987-ben, majd az elmúlt években (1992–1997) megismételve, teljes körű felmérés folyt. A töbör különböző részeiről vett talajminták szemcseeloszlása hasonló, agyagos vályog, ill. vályog típusú, a porozitás kedvező (55–65% összporozitás), a hasznosítható vízkészlet viszont csak 7,55–12,70 térfogat %. Mivel a töbör alján áthalmozott vörösapagy van, itt nincs a bükki töbrökre jellemző mértékű töbörálji kisavanyosodás, a töbör aljának pH-ja közel neutrális (5,8–6,5 pH), ugyanakkor a töbrök déli oldalának hóolvadék-levezető sávjai erősebben kilúgozóttak és erodáltak (5,4–5,7 pH), savanyúságjelző fajokkal (*Antennaria dioica*, *Hieracium pilosella*, *Luzula campestris*). A töbör-mikroklíma markánsan jelentkezik. A radiációs minimum a töbör alján csak a 30 fok körüli/feletti hőmérsékletű nyári napokon haladja meg a 0 °C -ot. A legalacsonyabb radiációs minimum július elején – 2,5 °C, augusztus elején – 5,1 °C volt. Hidegfront utáni száraz időben a töbör aljában 1,5 m magasságban is –1,5 °C hideg volt. A töbör alján derült napokon 8-9 óra hosszat harmatpont alatti a hőmérséklet. A nyílt déli töböroldal talaj/kőzet felszínének abszolút napi ingadozása elérheti a 40 °C -ot. A legmelegebb mikroklímájú foltok a töbör déli kitettséggű peremének közelében vannak.

A mintaterület növényzetének elemzése során 5 fő növényzeti típust különítettünk el:

1. Sudár-rozsnokos félszáraz gyepek a töbörvállakon, sík helyzetben (*Brometum erecti*). Ez itt kicsiny kiterjedésű, nagyobb mértékben van jelen a Lófej-tető platóhelyzetű kaszálóin („Nagy-Nyilas”). Mérsékelt fajgazdag (84 faj), a „jobbak” általában csekély konstanciával: *Aster amellus* II., *Cytisus procumbens* I., *Cirsium pannonicum* II., *Gymnadenia conopsea* II., *Orchis ustulata* I., *Polygala major* I., *Trifolium alpestre* I. Több, a „jobb” töbörgyepekre jellemző faj (*Campanula sibirica*, *Centaurea triumphetti*, *Gentianella livonica*, *Hypochoeris maculata*, *Lathyrus pannonicus*, *Linum flavum* stb.) ebből a társulásból hiányzik.

2. A félszáraz *Polygala majori-Brachypodium pinnati* erdőssztyepp jellegű töbörgyep. Az előzőnél fajgazdagabb (94 faj), védett fajokban is gazdagabb. A jellemző, erdőssztyepp-fajok nagy konstanciával fordulnak elő (*Adonis vernalis* III., *Anthericum ramosum* IV., *Asperula cynanchica* III., *Cirsium pannonicum* IV., *Dianthus ponederae* V., *Polygala major* IV., *Trifolium alpestre* III., *T. montanum* IV., *Vicia tenuifolia* IV. stb.). Megvannak benne, kisebb (I–II.) konstanciával a jobb gyeppminőséget és természetességet jelző erdőssztyepp-fajok, pl. *Campanula bononiensis*, *C. cervicaria*, *C. sibirica* ssp. *divergentiformis*, *Centaurea triumphetti*, *Cytisus procumbens*, *Hypochoeris maculata*, *Lathyrus latifolius*, *L. pannonicus*. Nyár végére magaskórós karakterűvé válik: *Aster amellus*, *A. linosyris*, *Centaurea spinulosa*, *scabiosa* és *sadleriana*, *Solidago virga-aurea*, *Libanotis pyrenaica*, *Peucedanum cervaria*,

Seseli osseum stb. A fentiek alapján ez „elszegélyesedett” gyepeként jellemezhető, amely a kaszálás felhagyása után a rozsnokos-francia perjés kaszálógyepeket háttérbe szorítja. Ez azonban itt egyelőre nem jelent beerdősödési folyamatot, sőt a változatosság – talán csak átmeneti – növekedésével jár együtt. E társulás rovaregyütteseire az alábbiak mellett jellemző, hogy a *Tettigonoidea*–*Acridoidea* arány kiegyensúlyozott. A *thamnobiont*ok mellett kifejezetten *chortobiont* *Tettigonoidea*k is vannak (*Isophya*-fajok). Boreo-kontinentális (*Metrioptera brachyptera*), a magasfűvű sztyeppformációhoz kötött angarai (*Arcyptera fusca*, *Stauroderus scalaris*, *Bicolorana bicolor*), európai-montán (*Isophya kraussi*), kárpáti-dacikus (*Pholidoptera transylvanica*) és délies jellegű fajok egyaránt vannak. A lepkeegyüttes is fajgazdag és komponensei nagyjából hasonlóak. Fontosak a szibériai faunakörhöz tartozó, boreo-kontinentális jellegű fajok, amelyek itt feltűnően alacsony tengerszint feletti magasságban fordulnak elő (*Euxoa recussa*, *Chersotis cuprea*, *Photedes captiuncula*: *Noctuidae*). Ezen az élőhelyen több fontos, védett *Lycaenidae* jelentős állománya él (*Aricia artaxerxes issekutzii*, *Maculinea alcon xerophila*, *Palaeochrysophanus hippothoe*).

3. Rövidfűvű, erodált-kilúgozott talajú *Poo badensis*-*Caricetum montanae* gyp. Mérsékelt fajgazdag (69 faj), amely a szélsőséges viszonyokkal; a zártabb gypre jellemző fajok hiányával magyarázható. Értéke viszont, hogy számos védett faj fordul elő, többnek a konstanciája is jelentős: *Adonis vernalis** V., *Alyssum montanum* ssp. *brymii* IV., *Anthericum ramosum* IV., *Arenaria micradenia*, *Aster amellus** III., *A. linosyris*, *Campanula sibirica* ssp. *divergentiformis* IV., *Centaurea triumfettii** III., *Cirsium pannonicum* IV., *Cytisus procumbens** IV., *Globularia aphyllantes* IV., *Lathyrus pannonicus** III., *Orchis ustulata** II., *Poa badensis* III. stb. E társulás jellemző vonása az inszolációtól gyorsan átmelegedő kopár foltok jelenléte, amely a *fakultatív geobiont*, ill. *geo-chortobiont* *Orthoptera* fajoknak kedvez. Jellemző rá az országosan alig néhány helyen előforduló („vörös könyves”) *xeromontán* faj: *Paracaloptenus caloptenoides*, ill. a Magyarországról majdnem kipusztult *Arcyptera fusca*. E társulás lepkeegyüttesében fontosak a mészigényes *Fabaceak*hoz kötött, szubmediterrán-pontomediterrán fajok, mint pl. a *Polyommatus dorylas*, *P. coridon*, *P. bellargus*, *Colias australis*, *Spialia orbifer*.

4. Magasfűvű töböralf-rét, társulástanilag nehezen jellemezhető; uralkodó fajai: *Arrhenatherum elatius*, *Agrostis stolonifera*, *Dactylis glomerata*, *Molinia arundinacea*, *Calamagrostis arundinacea*. Mérsékelt fajgazdag (62 faj), egyenletesen nedves, nagy hőingadozású élőhely. A nagyobb növényzetborítást igénylő, humid biotópokra jellemző *Orthoptera*-fajok fő élőhelye (*Tettigonia cantans*, *Roeseliana roeseli*, *Chrysochraon dispar*). Részletesebben nem vizsgáltuk.

5. Töbörperemi erdőssztyepp-szegély: mogyorócserjés és sarjtelepes szegély (*Coryletum* és *Trifolio-Geranietum*) és *Brachypodium pinnatum*

gyep mozaikkomplexe. Mozaikos jellege miatt fajgazdag (101 faj!), gyakorlatilag csak a nyíltabb gyepekre jellemző fajok hiányoznak belőle. Fontosabb fajai: *Lilium martagon**, *Orchis purpurea**, *Anemone sylvestris* IV., *Clematis recta*, *Cytisus albus* IV., *Euphorbia polychroma* IV., *Geranium sanguineum* V., *Inula germanica*, *I. hirta*, *I. ensifolia*, *Trifolium alpestre*, *T. rubens*, *T. pannonicum*, *Veronica teucrium*, *Waldsteinia geoides* IV. Fontos, mint a *thamnobiont* *Tettigonoideae* tartózkodási helye, amelyek közül legértékesebb a *Pholidoptera transsylvanica*. További *Tettigonoideae* fajok: *Ephippiger ephippiger*, *Pholidoptera fallax*, *Ph. cinerea*, *Rhacocleis germanica*. Számos hőigényes, de a direkt inszolációt kerülő lepkefaj fontos tartózkodási helye (*Lopinga achine*, *Lasiommata maera*, *Erebia medusa*, *E. aethiops*, *Coenonympha arcania*, *Carterocephalus palaemon*). A kisebb falcsoportok, erdőszegélyek mellett kialakult töbörccserjések viszonylag stabil társulásnak látszanak és igen lényeges komponensei a terület biológiai sokféleségének.

Töbörgyepék és fennsíki kaszálók a Lófej-tetőn („Nagy-Nyilas”)

Tapasztalataim szerint 1964-ig rendszeresen jártak át kishatárforgalom keretében Szilicéről a réteket kaszálni. A szénagyűjtők átjárása 1968-tól vált ritkábbá, amikor Csehszlovákia megszállását követően feszültségek adódtak. Az 1970-es évek második felében újra javultak a viszonyok, de ekkor már a fő kaszálóterület a Mogyoróskúti-rétek voltak, a Ménes-völgy felső szakaszán. A réteket egyes években a szlovákiai gazdálkodók meg is műtrágyázták, amelyre még ma is (jó 20 év után) csalános-gyomos foltok utalnak. A területet, mint egyenletes, géppel kaszálható gyepet, ma is kaszálják. Erre az 1980-as évek végétől az erdőszet vállalkozott, de nem minden évben, és a széna lehordása rendszertelen volt. E gyepek lényegében ugyanazt a 3 fő típust mutatják, mint a 20-as töbör környékén. Jóval kiterjedtebbek a sudár rozsnokos, közepesen száraz kaszálók (*Brometum erecti*). Expozíció nélküli részeken, ahol eredetileg gyertyános tölgyes volt a zonális erdő, ma ilyen típusú, közepesen száraz irtásrét van. Fajösszetételük nagyjából azonos azzal, amit az előző élőhelynél ismertettünk. E rétek állapota általában megfelelő, azonban – jórészt korábbi, helytelen beavatkozások miatt – foltokban degradált, gyomosodott. Az utóbbi évtizedben fokozódó kiszáradás és fűhozamcsökkenés jelentkezik. A jelenlegi-nél jobb állapot fenntartásához rendszeresebb kezelés szükséges.

Töbörgyepék és dolomitgerinc-gyepék a Verőtetőn és a Mihály-láza déli oldalán

Itt három, szorosan érintkező területről van szó. Ezek élőhelytípusaik szerint a következők:

1. *Töbör* a *Haragistya-Szelce-puszt*a út mellett, a Ménes-völgybe vezető út elágazásánál, attól nyugatra. Víznyomlag nagy és kevésbé rontott, de nő-

vényzetileg nem fajgazdag, egyhangú élőhely. Alkalmas viszont állapotfelmérő, hosszú távú vizsgálatokra, mert nagyjából átlagos viszonyokat tükröz. A töbör nagy részét mérsékeltén fajgazdag *Polygalo-Brachypodietum* borítja. A töbör alján zártabb *Calamagrostis epigeios* állomány van. A töbör egyes részein a *Brachypodium pinnatum*, *Bromus erectus* és *Festuca rupicola* nagyobb, összefüggő foltokat alkot.

Korábbi vizsgálatok tanúsága szerint, amikor e töbör rétjét még rendszeresen kaszálták, a *Bromus erectus* és *Festuca rupicola* volt az uralkodó. Ez az 1970-es évek második felétől változott meg. A *Brachypodium* részben az erdőszegély felől, részben a hagyasfák félárnyékos része felől terjed befelé. Legkevésbé a délnyugati kitettségű, rövidebb gyeű lejtőn vált uralkodóvá. Tartós kvadrátjainkat itt jelöltük ki, és felvételeink zöme is itt készült, mivel itt még egy „le nem futott” helyzetről van szó, ahol a folyamatot hosszabb távon nyomon lehet követni. Emellett, mivel a töbörtől keletre fekvő töbörnyakon még jó kifejlődésben megvannak a rövidfüvű gyepek is (*Poo badensis-Brachypodietum*), vizsgálható a kétféle társulás közti dinamika. E töbörgyep legfontosabb növényei: *Adonis vernalis**, *Carlina acaulis**, *Cytisus procumbens*, *Gentiana cruciata**, *Gentianella livonica**, *Polygala major**, *Veronica spicata* stb. *Orthoptera* együttese fajgazdag, kiemelkedő az *Arcyptera fusca* viszonylag erős populációja. A tálcspadás vizsgálatok sok *Lepidopterat* is hoztak, közülük a hegyi rétekre jellemző *Eriopygodes imbecilla*, *Cerapteryx graminis*, *Amphipoea oculatea* (*Noctuidae*) a jelentősebbek. Egyelőre hat év adatai alapján az élőhely stabilnak és megfelelő állapotúnak tűnik.

2. Töbörnyak az útélágazás mellett, a töbörtől kelet-északkeletre. Dolomitgerinc ritkás tölgyessel és *Poo badensis-Brachypodietum* gyepekkel. Jó állapotú, helyenként kopárosodott. Szinte valamennyi jellemző faj megvan: *Alyssum montanum ssp. brymii*, *Anemone sylvestris*, *Cytisus procumbens*, *Globularia aphyllantes* (helyenként szinte zárt állományban!), *Orchis ustulata*. Chorto-geobiont (*Arcyptera fusca*, *Psophus stridulus*) sáskafajok és a *Saga pedo* élőhelye.

3. Déli expozíciójú lejtő az előző területektől nyugatra (a Lófej-völgy felé leereszkedő, alsóbb szakasza sűrűn benőtt). A tetőn ritkás, bokorerdőszerű tölgyes, sok *Sorbus-eleggyel*, alatta *Poo badensis-Brachypodietum*, majd *Polygalo-Brachypodietum*.

Az 1980-as évek második fele óta állandó mintahely. Egy része 1 × 1 m-es kvadrátos beosztású, mivel korábban egyedi jelzés-visszafogós vizsgálatot végeztünk itt 4 *Orthoptera* fajjal (*Stauroderus scalaris*, *Psophus stridulus*, *Arcyptera fusca*, *Decticus verrucivorus*). Az élőhely jellege az előzőkhöz hasonló. Fontos karakterfaja a *Saga pedo*, amelynek itt kis egyedszámú, de stabil népessége van.

Fennsíki sziklagyepek és száraz sztyepprétek

Ebbe a csoportba azokat a gyepeket soroltuk, amelyek nem tartoznak a *Cirsio-Brachypodium* csoportba, hanem tipikus sztyepprétek vagy sziklagyepek (*Festucion rupicolae*, *Festucion pallentis*, ill. *Seslerion heuflerianae*). Ezek olyan primer gyepek, amelyek nem irtásnak, hanem a beerdősödést gátló edafikus tényezőknek köszönhetik létrejöttüket. Antropogén hatások – pl. korábbi legeltetés – kiterjedésüket és növényzetük struktúráját befolyásolhatták, alapvető jellegük változása nélkül. A területre jellemző legértékesebb fajok éppen az ilyen gyepekben találhatók.

Déli kitettségű árvalányhajas-törpesásos gyepek a Verőtetőn

Jakucs Pál vizsgálataiból tudjuk, hogy ez a gyeptípus korábban elterjedtebb volt a Verőtető töbreinek peremén és déli oldalain. Főleg az erdeifenyő-telepítés tette tönkre az élőhelyeket. A megmaradt rész töredékes, hiszen kb. 2/3-án láthatók azok a lépcsők, ahová az 1960-as években tölgyet próbáltak telepíteni. E tölgyek 30 éves korukra is alig érik el az 1 m-t, vadragottak, sok el is pusztult. Ezért az élőhely nem is erdősült be. Van egy kb. 2-3 hektáros, jobb állapotú rész, ahol árvalányhajas sztyeppré és *Poa badensis-Brachypodium* váltakozik. Ennek fő florisztikai nevezetessége: néhány tő *Dracocephalum austriacum* és a nagyobb számú *Anacamptis pyramidalis*. Utóbbi faj virágzásának intenzitása évről évre változó. 1991-ben igen erős volt, 1992-ben közepes, 1993-ban rendkívül gyenge, majd 1996–1997-ben újra erőteljesebb. A terület *rendkívül fajgazdag*. 1992-ben 40 négyzetméteres mintaterületünkön 94 virágos növényfajt állapítottunk meg. Fontos tény, hogy a gyepszint rendkívül elegyes (talán 3-4 asszociáció van itt egymásba ékelődve): 11 fű- és sásfajból áll, közülük viszonylag ritka: a *Danthonia alpina*. A *Pulsatilla grandis** és *P. slavica** tiszta és hibrid alakjai nagy változatosságban vannak meg. A már említett *Anacamptis pyramidalis** mellett *Orchis ustulata**, *Gymnadenia conopsea** és (az erdőszegélyben 2 tő) *Cephalanthera longifolia** is van. Egyéb fontos fajok: *Alyssum montanum ssp. brymii*, *Anemone sylvestris**, *Arenaria micradenia*, *Aster amellus**, *A. lino-syris**, *Carlina acaulis**, *Centaurea triumfettii**, *Jurinea mollis**, *Linum flavum**, *L. hirsutum**, *L. cartharticum*, *Cirsium pannonicum* stb. A terület mint lokális, különleges ökológiai igényű *Orthoptera* fajok fontos élőhelye is jelentős (*Isophya kraussi*, *Isophya sp.*, *Pholidoptera fallax*, *Ph. transsylvania*, *Rhacocleis germanica*, *Saga pedo*, *Arcyptera fusca*, *Psophus stridulus*, *Paracaloptenus caloptenoides*). *Lepidoptera* faunájában a sztyeppjelző, hőigényes fajok dominálnak (*Adscita budensis*, *Spialia orbifer*, *Polyommatus thersites*, *P. dorylas*, *P. daphnis*, *P. coridon*, *Melitaea didyma* stb.). A terület – a kedvezőtlen beavatkozások ellenére – igen értékes, egy része jó állapotú. Amennyiben sikerülne a fenyvest a Verőtetőről letermelni, akkor az újra-

erdősítést nem kell erőltetni, hanem a gyep stabilizálódását elősegítő kezelést kell megvalósítani.

Árvalányhajas-törpesásos gyepek (sziklafüves lejtő) a Nagy-oldalon

A fő gypalkotók: *Stipa joannis*, *Festuca rupicola*, *Carex humilis*. Jellemző még a nagyfoltos sarjtelepmentázat, amelyet főleg *Inula ensifolia*, *Dorycnium germanicum*, *Teucrium chamaedrys* és *T. montanum* alkot. Az erdős-sztyepp-növényzetre jellemző sarjtelepképzők: *Euphorbia polychroma*, *Geranium sanguineum*, *Rosa pimpinellifolia*. E társulásban, de főleg a sziklagyepkel alkotott társuláshatárokon (vö. Jakucs Pál korábbi megállapítása) jellemző 2 fontos védett faj: a *Dracocephalum austriacum* és a *Astragalus vesicarius* ssp. *albidus*. Bár a növényzet gyakorlatilag érintetlen, mégis kedvezőtlen tendencia a *Stipa joannis* záródása, amely a fajgazdag sarjtelepmentázatot háttérbe szorítja. Az elmúlt időszak sorozatos meleg-száraz évei, s ezen belül is főleg a tavaszi csapadékhány segíthették elő ezt a kedvezőtlen változást. A felsorolt érzékeny fajok, különösen a *Dracocephalum austriacum* virágzása sokkal jobb, ha megfelelő a tavaszi csapadék (vö. 1985, 1987, 1991, 1996, 1997). Hasonló tapasztalataink más fajokról is vannak. Egyáltalán nem állítható, hogy a klíma szárazabbá válása a sztyepplakó (reliktum-) fajoknak kedvezne! Ellenkezőleg: a szárazabbá váló klíma a homogenizálódást segíti elő, ezáltal az értékesebb fajokat veszélyezteti.

A nagy-oldali sztyepprétek rovaregyüttesei is meg lehetőségen *fajgazdagok*. Gyakori néhány tápnövény-specialista bogárfaj (*Cynanchum vincetoxicum*; *Chrysochus asclepiadis*; *Adonis vernalis*; *Entomoscelis adonidis*). A *thamnobiont* ragadozók, szöcskék jellemzőek: *Barbitistes constrictus*, *Platycleis grisea*, *Pholidoptera fallax*, *Rhacocleis germanica*. Sztyepp-reliktumfaj a *Stenobothrus eurasius* és *Euchorthippus pulvinatus*. A korábban itt gyűjtött *Sagapedo* előfordulását 1995-ben sikerült újra igazolni. A terület egyik fő értéke a xeromontán fajok jelentős száma. Közülük néhány holo-, ill. pontomediterrán-xeromontán, mint pl. *Euxoa birivia*, *E. decora*, *Chersotis fimbriola*, *Ch. margaritacea*, *Ch. rectangula*, *Ch. multangula*, *Dichagyris nigrescens*, *D. forcipula*, *Apamea platinea* stb. Közülük a *Ch. fimbriola* sajátos, bennszülött alfajjal van képviselve (*Ch. fimbriola baloghi*). Vannak kontinentális hegyisztyepp formációhoz kötődő fajok is, pl. *Dichagyris musiva*, *Euxoa recussa*, *Chersotis cuprea*.

Nyúlfarkfüves sziklagyepek a Nagy-oldalon

Az előző társulással együtt, mozaikkomplexet alkot, így sok tekintetben azzal egységes élőhely. A Nagy-oldalon eredetileg kisebb kiterjedésű lehetett, mivel a gyökérkarrok a sziklás részekben azt bizonyítják, hogy e terület eredetileg erdősültebb volt. Talán ezzel függ össze az is, hogy néhány fontos reliktumfaj (*Dianthus plumarius* ssp. *praecox*, *Onosma tornense*) hiányzik a

Nagy-oldalról. Valódi nyúlfarkfüves sziklagyepek csak egészen szűk területen, a Nagy-oldalnak az Oltárkőhöz közeli peremén vannak. A terület páfrányokban meglepően szegény és az egyéb, sziklagyepekre jellemző fajok száma sem magas. Kifejezetten sziklagyeplakó rovarfajt sem sokat találtunk, ilyen mindenekelőtt néhány sziklagyeplakó araszolólepke (*Gnophos furvatus*, *G. pullatus*) és bagolylepke (*Cucullia campanulae*, *Panchrysia deaurata*).

Sziklagyepek az Esztramoson

Újabb vizsgálataink e témában nincsenek. *Gyulai P.* végzett néhány alkalmi gyűjtést, amelyek fő eredménye, hogy gyakorlatilag ugyanazokat a sziklagyep- és sztyepprétlakó, igen korlátozott elterjedésű (részben *xeromontán*) fajokat találta meg, mint amelyeket a Nagy-oldalról és a tornanádaskai Alsó-hegyről (l. alább) ismerünk.

Sziklagyepek és sztyepprétek az Alsó-hegyen

Salamon G. kezdeményezésére a tornai vértő termőhelye körül növénytársulás-tani felvételek készültek. Ezek anyagát azonban nem tartalmazza ez a tanulmány, az alábbi rövid összesítés saját jegyzőkönyvi anyagra épül. A Nagy-oldal és az Alsó-hegy között számos finomabb különbség állapítható meg. Az alsó-hegyi mészkő-rétegfajok eróziós állapotáról arra következtettek, hogy e terület „eredetileg” is kevésbé lehetett erdősült, mint a Nagy-oldal. Ez viszonylagos, mert valószínű, hogy az Alsó-hegyet huzamosabban legeltették, amire adatok vannak. Ezért az Alsó-hegyen gyengébb kifejlődésű a pusztafüves-sziklafüves vegetáció, nagyobb kiterjedésű a sziklagyep. Az Alsó-hegyen nem uralkodott el az árvalányhajás sztyeppré, hanem a növényzet „foltosabb” maradt. A sarjtelepképző kétszikűek borításösszege viszonylag nagyobb, mint a Nagy-oldalon. Ezen eltérés viszonylag stabilnak látszik; érdemes a két terület többéves légifotó-sorozatát egybevetni. Az *Onosma tornense* termőhelye akut veszélyben nincs, potenciális veszélyt a fekete-fenyő és a bálványfa jelent. Ezek terjedésének azonban a közelmúlt száraz időszaka nem kedvezett. Ezért az Alsó-hegy gyepes élőhelyeinek állapotában jelentősebb leromlás nem tapasztalható. Az Alsó-hegyen nagyjából ugyanazok a jellemző rovarfajok, mint a Nagy-oldalon, de a tömegarányokat tekintve a *xeromontán* elemek részaránya még nagyobb. Domináns a *Chersotis fimbriola baloghi*, *Ch. multangula*, *Dichagyris forcipula* és *nigrescens*. A különbséget jelzi, hogy míg a Nagy-oldalon a két közeli rokon, feltehetően kompetitor *Dichagyris* faj közül a *D. nigrescens* a domináns, addig az Alsó-hegyen fordított a helyzet: a *D. forcipula* a tömegesebb faj. További jellegzetes fajok: *Chersotis rectangula*, *Ch. margaritacea*, *Gnophos pullatus*. A törmeléklejtő jellegű helyekre jellemző: *Euxoa distinguenda* (csak innen és a Szelce-pusztá környéki törmelékes kopárokról ismerjük).

A terület legnagyobb értéke a több km-en keresztül húzódó, viszonylag egyöntetű sziklagyepes-bokorerdős élőhely, amely teljes egészében fokozott védettségre érdemes és érintetlenül kell, hogy maradjon (a tájidegen fák eltávolításától eltekintve).

Féltermészetes és edafikus sztyepprétek és félszáraz gyepek az alacsony fennsíkon

Mivel az alacsonyabb szinteken kevés a látványos, a magasabb fennsíkokéhoz mérhető sziklás formáció, éles fennsíkperem, sziklás letörés, ezért kevesebb az olyan terület, ahol nagyobb kiterjedésű, elsődlegesen erdőtlen, gyepes területeket feltételezhetnénk. A hosszú időn keresztül tartó extenzív gazdálkodás viszonylagosan stabil helyzetet hozott létre, amely az évente egyszer kaszált gyepek megmaradását és jelentős fajgazdagságát biztosította. Az egyik legfontosabb, oklevelekből tudhatóan még az Árpád-korba visszanyúló gazdálkodási forma az volt, hogy ritkásan telepített gyümölcsöst hoztak létre, amelynek gyepes alját kaszálták. Ez a gazdálkodási forma egyébként a középkori, kora újkori Európa elterjedt hagyományos gazdálkodási formája volt, a német szakirodalom pl. *Streuobstwiese* néven ismeri, és az ilyen típusú élőhelyeket a legfontosabb, törvényileg védett élőhelytípusok között tartják számon. Ennek a hagyományos, a biológiai sokféleséget jól megőrző gazdálkodási formának a hatására, mesterségesen bár, de a természetközeli erdőssztyeppre sokban hasonló növényzeti struktúra jött létre. Így pl. a jósvafői Szőlő-hegy – részben már felhagyott – régi gyümölcsösei alatt a legpompásabb sztyepprétek díszlenek. Mivel természetvédelmi szempontból az egyik legfontosabb kérdés, hogyan őrizhető meg a rendkívül értékes gyepterületek fajgazdagsága, változatossága egy olyan időszakban, amikor a gazdálkodás korábbi formái megszűnőben vannak, ill. megszűntek, ezért ezekre a gyeptársulásokra különös gondot fordítottunk, vö. tartós kvadrátok, növénytársulás-tani felvételek, egyéb módszerek. Ezt bizonyítja, hogy a részletesen vizsgált 20 gyepes területből 10 ezekre a részekre esik.

Szálkaperjés sztyepprétek a Tohonya- és a Lófej-völgy oldalain s a köztük lévő háton

Légifotók, fényképek, rajzok, feljegyzések alapján tudjuk, hogy 1960 körül mi volt a művelési ágak megoszlása e területen. A síkabb részeken kisparcellás, hagyományos mezőgazdálkodás folyt (búza, rozs, zab, árpa, kukorica, kevés burgonya), a lejtős területeket pedig, a lehetőségeket maximálisan kihasználva, kaszálták. Ezért a sík helyzetű és a lejtőkön található gyepek jellege eltérő. A korábbi eltérő használat a mai növényzet összetételén is meglátszik. Itt

most először a kaszálók helyén kialakult, ma már csak kis kiterjedésben kaszált, részben extenzíven legeltetett gyepekről lesz szó. Domináns fajaik nagyjából mindenütt azonosak. A kaszált gyepekben uralkodó volt a *Festuca rupicola*, mint ahogy az a ma is kaszált kevés területen (pl. a Papp F. Karsztkutató Állomás mellett) így is maradt. A *Brachypodium pinnatum* térhódítása jelenleg is folyik. Általában erdőszegélyekről és hagyaszfák félárnyékos környékéről „indult el” és évente akár 1–2 dm-t is terjedhet. A mobilis *Brachypodium*-polycormonokkal szemben, a *Carex montana* stabil, több év alatt sem változó foltmintázatot ad. A sztyepprétekre jellemző legtöbb faj a másodlagos eredetű gyepekben is megvan, így pl. *Adonis vernalis*, *Anthyllis vulneraria*, *Coronilla varia*, *Dianthus pontederæ*, *Filipendula vulgaris*, *Polygala major*, *Pulsatilla grandis*, *Linum hirsutum*, *Salvia pratensis*, *S. verticillata*, *Stachys recta* stb. Nem terjedőképesek viszont, tehát csak a korábban is gyepes (kaszált) területeken vannak meg: *Aster amellus*, *A. linosyris*, *Campanula sibirica* ssp. *divergentiformis*, *C. bononiensis*, *C. cervicaria*, *Centaurea triumfettii*, *Echium russicum*, *Jurinea mollis*, *Linum flavum*, *Lathyrus pannonicus*, *Nonnea pulla*, *Teucrium montanum* stb. A jelenlegi gyephasználatot figyelembe véve az alábbiak állapíthatók meg. A sztyepprétekre jellemző fajok egy része a legeltetést (mérsékelten) tűri, ilyenek: *Adonis vernalis*, *Dianthus pontederæ*, *Filipendula vulgaris*, *Gentiana cruciata*, *Nonnea pulla*, *Pulsatilla grandis*, *Salvia pratensis*, *S. verticillata*, *Stachys recta*, *Veronica spicata* stb. Többségük azonban nem tűri a legeltetést, a legelt-taposott részekről eltűnik. Ilyenek: *Aster amellus*, *A. linosyris*, az összes *Campanula* faj, *Centaurea triumfettii*, *Echium russicum*, *Linum flavum*, *L. hirsutum*, *Inula* spp., *Jurinea mollis*, *Polygala major*, az *Orchideaceae* család fajai stb. A fenti adatokat 2 × 2 mezős kontingenciátáblázatba csoportosítva olyan gyakorlati kulcs állítható elő, amely alapján az adott területen lévő gyepek eredete és jelen állapota is meghatározható.

A fentiek alapján az egyes részterületek gyepei a következőképpen értékelhetők:

1. A Tohonya-völgy keleti expozíciójú oldalai, a Karsztkutató Állomástól 0,2–0,5 km-re. Eredetileg ritkás, száraz gyertyános-tölgyes, az 1960-as évek végéig nagyrészt kaszált, jelenleg kaszálatlan, ritkán legelt. Uralkodó gyepalkotók: *Brachypodium pinnatum*, *Festuca rupicola*, *Carex montana*; fontos gyepkomponensek még: *Briza media*, *Bromus erectus*, *Avenula pubescens*, *Festuca valesiaca*, *Carex caryophyllea*. Domináns lágyszárúak: *Adonis vernalis*, *Anthyllis vulneraria*, *Coronilla varia*, *Dianthus pontederæ*, *Filipendula vulgaris*, *Inula* spp., *Centaurea spinulosa*, *Campanula sibirica*, *C. bononiensis*, *Pulsatilla grandis*, *Veronica spicata*. Fontos, jórészt védett fajok: *Aster amellus*, *Anemone sylvestris*, *Jurinea mollis*, *Lathyrus pannonicus*, *Linum flavum*, *L. hirsutum*, *Polygala major*, *Nonnea pulla*, *Lilium martagon*, *Orchis purpurea* (utóbbi két faj főleg szegélyekben!). A gyep állapota a meredek lej-

tőkön általában jó. A nem megfelelően őrzött csorda, ill. hucul ménes néha járja, ami alkalmi kárt okoz. Nagyobb rombolást okozott a Kecő-völgy felé átvezetett dózerút. A fauna összetétele az alább részletezett élőhelyeken lényegében azonos, ezért összevontan tárgyalható.

2. *Uvala-lejtő a Tohonya-völgytől északra lévő háton („Kis-Galya”), délnyugati kitettségben.* Sziklás volta miatt a korábbi művelésből kihagyott terület. Az előzőhöz alapvetően hasonló, azonban fajgazdagabb, nagyobb sarjtelep-részesedéssel. Legfontosabb értéke a mintegy 1600 főből álló *Dracocephalum austriacum* állomány, amelyet több mint 10 éves aktív kezeléssel sikerült létrehozni. A kezelés Jakucs Pál felismerésén alapul, hogy a *Dracocephalum* rendszerint a sziklagyep és a sztyeppré határán telepszik meg és alakítja ki sarjtelepeit. A faj vizsgálataink szerint ún. „gerilla” típusú sarjtelepképzőnek bizonyult, amelynek legerősebb kompetitora a „falanx” típusú *Inula ensifolia*. Utóbbi gyérítésével a *Dracocephalum* sarjtelep-képzésének, majd a fiatal sarjtelepek virágzásra fordulásának intenzívebbé válását sikerült elősegíteni. Jelentős állományú védett fajok: *Adonis vernalis*, *Aster amellus*, *Anemone sylvestris*, *Centaurea triumfettii*, *Cytisus procumbens*, *C. albus*, *Linum flavum*, *Lathyrus pannonicus*, *Nonea pulla*, *Polygala major*, *Prunella grandiflora*, *Prunus fruticosa*. A terület kiemelkedő botanikai értékei miatt állandó felügyeletet és ellenőrzést igényel. Minden oldalról korábbi szántók parlagföldjei veszik körül. A lejtő alján terjedő cserjés irtása szükséges.

3. *A Lófej-völgy keleti expozíciójú oldala.* Meredeksége miatt (25–30°) korábban csak kaszálták. Fajgazdag, korábban jó állapotú. Néhány védett faj jelentős állományú (*Anemone sylvestris*, *Pulsatilla grandis*, *Polygala major*, *Lathyrus pannonicus*, *Jurinea mollis*), mások bár gyérszámúak, de fontosak (*Echium russicum*, *Orchis purpurea*). A csenkeszes-kétszikű polycormonos és a *Brachypodium* foltok mozaikosan váltakoznak. A mérsékelt ütemű becserjésedés és a *Brachypodium* térhódítása jellemző. Rovaregyüttese fajgazdag. Utóbbi időkben állapota romlott, a fokozódó közlekedés (az úton kívül is, főleg erdészet!) és a szabálytalan legeltetés miatt (hucul lovak).

4. *Lófej-völgy nyugati expozíciójú oldala.* Meredeksége miatt korábban kaszáló volt. Mivel kevésbé sziklás, magasfüvű *Arrhenatherum-Avenula* gyeppel volt jellemző. Az előzőhöz viszonyítva erősebb a *Brachypodium* térhódítása. Ennek menetéről többéves összehasonlító anyag van. Védett fajokban kevésbé gazdag. Jelentős az *Anemone sylvestris* állománya. Az utóbbi néhány évben állapota némileg rosszabbodott. Az okok jórészt ugyanazok, mint az előző esetben. Megállapítható azonban, hogy mint mélyebb termőrétegű, talajú élőhely, a degradációval szemben sebezhetőbb. Egyrészt a viszonylagos tápanyagbőség miatt, másrészt mert talaja a taposással szemben érzékenyebb, mint a törmelékes váztalajú termőhelyek.

5. *Lófej-völgy nyugati kitettségű oldala, a Szelcei-völgybe átvezető út mellett.* Az előzővel azonos kitettségű, de helyenként sekélyebb talajú és mere-

dekebb. Ezért védett és egyéb „jó” fajokban gazdagabb. Közülük fontosab-
bak: *Adonis vernalis*, *Aster amellus*, *A. linosyris*, *Allium flavum*, *Carlina*
acaulis, *Cytisus albus*, *C. ratisbonensis*, *C. procumbens*, *Jovibarba hirta*, *Li-*
num flavum, *Nonea pulla*, *Polygala major* stb. Meredeksége miatt a legelő jó-
szág alig járja, ezért bár a degradáló hatások ugyanazok, mint az előző két te-
rület esetében, az állapot itt stabilabbnak mondható.

6. A fauna összefoglaló jellemzése. Gerincesek: egyes részeken rendsze-
resen előfordul a rézsikló (*Coronella austriaca*). Korábban elég erős fürj-
(*Coturnix coturnix*) populáció volt, amely az utóbbi években visszaesett (or-
szágos jelenség!), jelentős állományú a mezei pacsirta (*Alauda arvensis*). A
korábbiakhoz képest csökkent az ürgeállomány (mezőgazdaság megszűné-
se!), ennek ellenére a nyílt területek fontos ragadozómadár-táplálkozó-
helyek. A rovarok közül tömegüknél fogva is az egyenesszárnnyúak (*Orthop-*
tera) lényegesebbek, amelyek közül itt egyértelműen a *chortobiont*, ill. *chorto-*
geobiont alakok dominálnak. Jellemző, ill. konstans-domináns fajok:
Leptophyes albobittata, *Tettigonia viridissima*, *Pholidoptera fallax*, *Bicolor-*
rana bicolor, *Decticus verrucivorus*, *Euthystira brachyptera*, *Stenobothrus*
lineatus, *S. crassipes*, *Omocestus haemorrhoidalis*, *O. ventralis*, *Euchorthip-*
pus declivus, *Chorthippus parallelus dorsatus*, *Glyptobothrus apricarius*, *G.*
brunneus, *G. biguttulus*. Faj- és egyedgazdag a nappali lepkefauna, amelyből
néhány faj tömegessége is feltűnő (pl. *Brintesia circe*, *Maniola jurtina*,
Melanargia galathea, *Fabriciana aglaja adippe*, *Mellicta athalia*, *Melitaea*
cinxia, *M. didyma*, *Polyommatus coridon*, *Plebejus argus* stb.). Az elmúlt idő-
szakban mintaterületeinken összesen 91 nappali lepkefajt regisztráltunk,
amelyek közül védettek: *Papilio machon*, *Iphiclides podalirius*, *Parnassius*
mnemosyne, *Lycaena alciphron*, *Maculinea alcon*, *M. arion*, *Aricia artaxer-*
xes, *Inachis io*, *Brenthis ino*. Az éjjeli aktivitásúak közül jelentős néhány
csuklyás-bagolylepke (*Cucullia gnaphalii* – új volt a hazai faunára! – *C. xe-*
ranthemis, *C. lucifuga*, *C. lychnitis*), a kontinentális-xeromontán *Dichagyris*
musiva, a hegyvidéki gyepekre jellemző *Eriopygodes imbecilla*, *Amphipoea*
fucosa, *A. oculatea*, *Apamea pabulatricula*, *A. sublustris* stb. előfordulása.

Szálkaperjés és árvalányhajas sztyepprétek Jósvalő és Szinpetri „szőlőhegyein”

A Jósvalő-völgytől északra húzódó alacsony vonulat meleg, déli kitettségű le-
jtőit régtől fogva szőlők és gyümölcsösök borították. A jósvalői Szőlő-hegy
egyik síkabb része szántó volt, jelenleg már ez is teljesen gyeses. E „szőlőhe-
gyek” kiemelkedő fajgazdagságát a természeti és antropogén tényezők együt-
tesen okozzák. Feltűnő a terület esőárnyékoltsága, amelyet főleg a Nagy-ol-
dal okoz. A fennsíkok felől érkező nyári zivatarok a Nagy-oldal gerince felett
Szelce-pusztá irányába „húzódnak el”, s a Szőlő-hegy sokszor esőmentes ma-

rad. A déli kitettség hatását az erősen aprózódó, törmelékesedő, szinpetri faciesű mészkő még fokozza, ezért lehetséges, hogy a Szőlő-hegyen eredetileg voltak egészen lazán, erdőssztyeppszerűen beerdősült részek is. Több fontos faj erre utal. Antropogén hatás mindenekelőtt a kaszálás, utóbbi időben a rendszertelen időközökben végzett égetés is, amelyet részben helytelen „megszokásból”, részben a becserjésedés ellen végeznek. Mivel egyes élőhelyek között jelentősek az eltérések, néhány részterület állapotát külön is jellemezzük.

1. Csenkeszes és szálkaperjés gyepek a jósvafői Szőlő-hegyre felvezető út alsó szakaszán. Korábbi években (utoljára az 1980-as évek végén) részben leégett (vö. égett, elpusztult fák!), a volt égett helyeken változatos polycoromon-mintázattal (*Inula salicina*, *I. hirta*, *I. ensifolia*, *Dorycnium germanicum*), foltokban tömeges *Pulsatilla grandis*, szálánként *Aster amellus*, *Centaurea triumfettii*, *Echium russicum*, *Jurinea mollis*, *Lathyrus pannonicus*. A *Brachypodium pinnatum* terjedőben, a *Cirsium pannonicum*, *Polygala major*, *Hypochoeris maculata*, *Scorzonera purpurea* stb. alapján a gyp *Cirsio-Brachypodium*, ill. *Polygalo-Brachypodietum* jellegű. A sokernyós (*Peucedanum cervaria*, *P. alsaticum*, *Libanotis pyrenaica*, *Seseli osseum*, *Pimpinella major*) és magaskórós habitusú, fészkes virágzatú növény (*Centaurea scabiosa*, *C. spinulosa*, *C. sadleriana*, *Cirsium pannonicum* stb.) erős dominanciája miatt „elszegélyesedett” jellegű. Jelentős a késő nyári aszpektus! Rovarfaunája mérsékelten fajgazdag. Az egyenesszárnyúak közül a *chortobiont* és *chorto-geobiont* alakok dominálnak, figyelemre méltó *thamnobiont* részese-déssel. Fontos, pannon jellegű színezőelemek: *Anthaxia hungarica* (Coleoptera: Buprestidae), *Melitaea telona kovacsi* (Lepidoptera: Nymphalidae).

2. Szálkaperjés-árvalányhajás sztyepprétek a jósvafői Szőlő-hegy közép-magasságában. A terra rossa fedettség megléte, ill. hiánya miatt heterogén, mozaikos élőhely. A régi, befűvesedett teraszok, a kőszavok és a sövények megléte alapján valószínű, hogy eredetileg (valószínűleg a filoxéravész idejéig) szőlő lehetett, utána pedig kaszáló. Feltűnő rajta a foltos sarjtelep-mintázat és – szintén foltokban – a magas szálfűvek (*Bromus erectus*, *Avenula pubescens*) jelenléte. Jellemzőek rá a magas fészkesek: *Centaurea spinulosa*, *C. sadleriana*, *C. scabiosa*, *Cirsium pannonicum*, *Jurinea mollis* és ernyősök: *Libanotis pyrenaica*, *Peucedanum cervaria*, *P. alsaticum*, *Seseli osseum*, szintén csoportosan. Több védett faj, ill. jó erdőssztyeppelem magas konstanciával fordul elő. Ebből a szempontból külön figyelmet érdemel az a szinpetri faciesű mészkőtörmelékes lejtő, ahol foltokban tömeges az *Iris pumila*. Itt nagy foltokban domináns a *Stipa joannis*, de mellette csekély dominanciával, kis foltokban a *Stipa stenophylla* is megvan; egyéb jellemző fajok: *Carex humilis*, *C. michelii*, *Campanula sibirica*, *Cytisus procumbens*, *Globularia aphyllantes*, *Lathyrus pannonicus*, *L. latifolius*, *Linum tenuifolium*, *L. flavum*, *L. hirsutum*, *Prunella grandiflora*, *Sanguisorba minor*, *Teu-*

crum montanum. Ez a társulás a Karsztvidék szlovákiai részéről leírt *Lino (tenuifoliae)* – *Brachypodietum* asszociációval azonosítható. E társulás legfontosabb faja a jósavfői Szőlő-hegyen a *Dracocephalum austriacum*, amelynek jól tenyésző állománya van a régi szőlőteraszoknak egy kötörmelékes talajú, déli kitettséggű részén. A zártabb gyepek a *Polygalo-Brachypodietumba* sorolhatók be, ahol jelentősebbek: *Aster amellus*, *A. linosyris*, *Adonis vernalis*, *Cytisus austriacus*, *Genista elata*, *Echium russicum*, *Hypochoeris maculata*, *Linum flavum*, *L. hirsutum*, *Scorzonera purpurea* stb. A részletesen vizsgált 0,4 hektár fajlistája 118 fajt tartalmaz, a 16 négyzetméteres mintakvadrátokban a fajszám 60-70 fölött van.

Több, országosan ritka xerotherm rovarfaj előfordulása figyelemre méltó: *Poecilimon fussi* (Orthoptera: Tettigonoidea), *Stenobothrus eurasius* (Orthoptera: Acridoidea), *Anthaxia hungarica* (Coleoptera: Buprestidae), *Polyommatus admetus* (Lepidoptera: Lycaenidae), *Melitaea telona kovacsi* (Lepidoptera: Nymphalidae).

3. Szálkaperjés-csenkeszes kaszált gyepek a Szőlő-hegy felsőbb szintjén. A Szőlő-hegy felsőbb szintjén van néhány, jelenleg is magánkézben lévő telek, ahol a gazdák megőrizték a korábbi gazdálkodási formát, és a gyümölcsös alját június második felében rendszeresen lekaszálják. Az előzőekkel szemben jellemző, fontos különbségek mutatkoznak. A domináns fűvek: *Arrhenatherum elatius*, *Briza media*, *Festuca rupicola*, *Poa angustifolia*, lágyszárúak: *Anthyllis vulneraria*, *Trifolium montanum*, *Onobrychis arenaria*, *Rhinanthus minor*, *Salvia pratensis*, *Salvia verticillata*, *Vicia tenuifolia*. A magaskórós fészkesek és ernyősök zöme vegetatív állapotba kerül. A fajdiverzitás magas, az életforma-diverzitás a hemikriptofitonoknak erős túlsúlya miatt csökken. A június végi kaszálás több rovarcsoportot kedvezőtlenül érint, ezért rovarvilága fajszegevényebb, egyedszáma lecsökkent.

4. Szálkaperjés-fogtekerces sztyeppré a jósavfői Szőlő-hegy felső szintjén. Mintegy 4 ha kiterjedésű, volt erdészeti kaszáló, amelyet erdő vesz körül. A tisztást legalább 20 éve nem kaszálják. Jellemző rá a szinte teljes gyepterítettség és az igen nagy fajgazdagság. Ez részben a nagyfoltos sarjtelepmintázatnak tulajdonítható, amelyben mindhárom *Inula* faj részt vesz. Jelentősek még: *Cytisus procumbens*, *Dorycnium germanicum*, *Genista tinctoria*, *Geranium sanguineum*, *Lathyrus pannonicus*, *Teucrium chamaedrys*, *Thymus kosteleckyanus*. A fajszám: 0,5 ha-on 151 virágos faj, 4 × 4 m-es mintaterületenként 70–80 között. A szál- és az alfűszint egyaránt fajgazdag. Foltonként váltakozik a *Brachypodium pinnatum*, *Briza media*, *Carex montana* és a *Festuca rupicola* dominanciája. Fontos domináns eleme a gyepeknek: a *Danthonia alpina*. A terület fontosabb fajai: *Allium flavum* II., *Anthericum ramosum* V., *Orchis ustulata* I., *Adonis vernalis* V., *Alyssum montanum* ssp. *brymii* IV., *Anemone sylvestris* I., *Arenaria micradenia* II., *Aster amellus* IV., *A. linosyris* I., *Campanula bononiensis* II., *C. cervicaria* I., *C. sibirica* IV.,

Cirsium pannonicum IV., *Crepis pannonica* III., *Cytisus albus* I., *C. procumbens* V., *Echium russicum* III., *Erysimum pannonicum* II., *Gentianella ciliata* I., *Gentiana cruciata* I., *Hypochoeris maculata* III., *Jurinea mollis* II., *Lathyrus pannonicus* I., *L. latifolius* III., *Linum flavum* II., *Nonea pulla* II., *Scorzonera purpurea* III., *Veronica austriaca* ssp. *teucrium* II., *V. spicata* IV. stb. Ez a társulás a Déli-Bükk-hegységben található *Hypochoeri-Brachypodium*hoz hasonló; megkülönbözteti a *Danthonia* és néhány kontinentális faj magas dominanciája és az orchideafélék hiánya. A terület faunája gazdag. Xerotherm Orthoptera fajok (*Rhacocleis germanica*, *Pachytrachis gracilis*, *Poecilimon fussi*, *Saga pedo*) mellett megvan az inkább magasabb szintekre jellemző *Psophus stridulus* és *Stauroderus scalaris*. A *Melitaea* és *Mellicta* (Lepidoptera: Nymphalidae) genus több faja együtt fordul elő (*M. cinxia*, *M. trivia*, *M. didyma*, *M. telona kovacsi*, *Mellicta athalia*, *aurelia*, *britomartis*) és nagyobb számú *Lycaenidae*, közülük a *Maculinea* genus 2 *myrmecophil* faja említendő (*M. arion*, *M.alcon xerophila*). Jelentős arányban fordulnak elő a száraz gyepekre jellemző *Noctuidae* és *Geometridae* fajok: *Euxoa nigricans*, *Dichagyris forcipula*, *D. nigrescens*, *Chersotis rectangula*, *Ch. multangula*, ill. *Ortholita coarctaria*, *Gnophos furvatus*, *G. obscuratus* stb. A terület jó állapotú és kiemelkedően értékes. Káros szukcessziós változásokat csak az 1997-re erősen megnövekedett vaddisznóállomány túrása indított el. A területet cserjék szelektív irtásával és 2-3 évenkénti, részletekben történő kaszálással lehet karbantartani.

5. Ernyős-magaskórós „szegélytársulások” a Szőlő-hegyeken. A száraz-félszáraz gyepek cserjésedése-erdősödése a művelés, ill. kaszálás felhagyása óta viszonylag csekély mértékű. A kevésbé lejtős részek némelyikén, pl. a volt egyházi birtok felső (északkeleti) részén, illetve az erdőszegéllyel közvetlenül érintkező területeken erős a cserjésedés, amelyben *Rosa canina*, *Prunus spinosa* és *Cornus sanguinea* játssza a főszerepet. Az erősebb lejtésű, erodáltabb területeken a cserjésedés lassú, gátolt, helyette az ún. „szegélyesedés” a jellemző. Ennek során a *Festuca rupicola* helyét egyre inkább a *Brachypodium pinnatum* veszi át, foltos sarjtelepmintázat alakul ki és a társulásban fontos szerephez jutnak a nyár végén-ősz elején virágzó magaskórós fészkesek és ernyősök. A tavaszi-nyárelői aszpektusra jellemző sztyepprétszerű habitus megváltozik s a nyár végi-ősz aszpektusra jellegzetes, többszintű vegetációstruktúra alakul ki. Ez a társulástípus fontos, egyrészt a magas termetű fészkeseken és ernyősökön táplálkozó rovarimágók együttese, másrészt bizonyos tápnövény-specialisták számára. E társulás leginkább a Dél-Németországból leírt *Geranio-Peucedanetum cervariae*hoz hasonlít, azonban annál kontinentálisabb jellegű. Kevésbé lényegesek benne a *Trifolium*ok (*montanum*, *alpestre*, *rubens*), viszont sokkal fontosabbak a kontinentális, pontusi-pannoniai és dél-szibériai-pontusi erdőssztyepp-elemek: *Aster amellus*, *A. linosyris*, *Bupleurum longifolium*, *Cirsium panno-*

nicum, *Centaurea sadleriana*, *Linum flavum*, *Linum hirsutum*, *Libanotis pyrenaica*, *Peucedanum alsaticum*, *P. cervaria*, *Seseli osseum*. Ezért jogos, hogy ezt a társulást önálló asszociációként kezeljük. A sarjtelepminőzetben uralkodók: *Inula salicina*, *I. hirta*, *I. ensifolia*, *Cytisus albus*, *C. hirsutus* ssp. *leucotrichus*, *C. procumbens*, *Dorycnium germanicum*, *Teucrium chamaedrys*, *T. montanum*, *Thymus marschallianus*, *Th. pannonicus*. A magaskórós termetű növényzet miatt sok a *thamnobiont*: *Mantis religiosa*, *Phaneroptera falcata*, *Ph. nana*, *Leptophyes albobittata*, *L. discoidalis*, *Poecilimon fussi*. Az Asterek és a *Solidago virga-aurea* virágzatát fogyasztja több specialista csuklyás-bagolylepke lárvája (*Cucullia asteris*, *C. gnaphalii*, *C. xeranthemi*, *C. tanacetii*).

Ezeknek a magaskórósoknak további, még fajgazdagabb változata van a Szinpetri feletti szőlőhegyek és a Szin-Szelce-pusztá közötti út alsó szakaszának erősen aprózódó, törmelékes gerincein. A mozaikok alkotásába helyenként a csepleszmeggy-cserjés (*Prunetum fruticosae*) is beleilleszkedik. E társulások jelentősen hozzájárulnak a terület biológiai változatosságához. Fenntartásuk kezelést nem, vagy alig igényel (egyes cserjék eltávolítása). Legelést, taposást nem tűrik, az ilyen területek legeltetésre egyébként is kevésbé alkalmasak. Jelenleg a legfontosabb károsító veszélyforrás az égetés, amely a fészkekben és ernyőkben fejlődő, ill. a száraz kórókon áttelelő rovarokat elpusztítja.

Felhagyott szántókon kialakult parlagtársulások

Jósvafő és Aggtelek környékén az 1960-as évek végéig jelentős volt a hagyományos, kisparcellás mezőgazdálkodás. Ez a terület élőhelyi változatossága, élővilágának gazdagsága szempontjából előnyös volt. Egyrészt a mezőgazdasági területek ürge- és pocoknépessége kedvező táplálékbázist biztosított a ragadozómadarak számára, másrészt e területeken számos pontusi-pannon faj érte el elterjedésének hazai, ill. Kárpát-medencei északi határát: *Tettigonia caudata*, *Gampsocleis glabra* (Orthoptera), *Oria musculosa*, *Eublemma respersa*, *Odice arcuinna*, *Periphanes delphinii* (Lepidoptera: Noctuidae). A felsorolt fajok Jósvafő környékéről a mezőgazdasági művelés visszaszorulása óta részben átmenetileg, részben véglegesen eltűntek, legtöbbjük az 1970-es évek vége felé. Sajátos, hogy az 1990 utáni időszakban a *Gampsocleis glabra* esetében országosan (pl. a Nyírség déli részén, ahol korábban, rendszeres gyűjtések ellenére sem találtuk meg) újabb terjedési hullámot sikerült megfigyelni. Ez azt eredményezte, hogy ez a faj egyes, magasabb fennsíki gyepekben és a jósvafői Szőlő-hegyen is megjelent, ugyanakkor azokon a volt mezőgazdasági területeken nem tudtuk megtalálni, ahol korábban gyakori volt, de ahol most lőlegeltetés miatt erős a degradáció és a talajtömörödés.

Mivel a parlagföldek szukcessziómenetét 1978-tól, tehát közel 20 éven át módunkban állt nyomon követni, ezért itt meg tudjuk adni a jellemző stádiumok sorrendjét és florisztikai jellemzőit. Az első fázis a *Consolido-Stachyetum annuae*, szegetális „gyomokból” (*Agrostemma githago*, *Centaurea cyanus*, *Consolida regalis*, *Adonis aestivalis*, *Reseda lutea*) és egyévesekből álló parlagtársulás volt, amely az 1970-es/1980-as évek fordulójára meg is szűnt, de egyes elemei a vaddisznótúrásokban ma is megjelennek (magbank!). A következő stádium a *Caucalidi lappulae-Setarietum*, benne tömeges a *Bifora radians*, foltokban *Erigeron acris*, *Lactuca saligna*. E társulás 5-6 évet „bírt ki”, legtöbb faja mára eltűnt. Az 1980-as évek elején 2 évig (1982–83) a *Melilotus officinalis* vált tömegessé és szinte összefüggő állományt alkotott. Egyes években, foltokban még ma is domináns. Ezt már az élőlő füvek váltották fel, amelyek a környező, korábban kaszált területekről terjedtek át. Velük együtt a sztyepprétekre jellemző több faj megjelent (*Dianthus pontederæ*, *Filipendula vulgaris*, *Polygala major*, *Centaurea* spp.), néhány igényesebb faj kivételével. A bolygatott talajon (vaddisznótúrások) rendszeresen visszatérnek a korábbi stádiumok fajai (*Adonis aestivalis*, *Consolida regalis*, *Erigeron acris*, *Matricaria inodora*) és sajátosan keverednek a nyíltabb gyepekre jellemző, ill. bolygatástűrő fajokkal (*Alyssum montanum* ssp. *brymii*, *Pulsatilla grandis*, *Vicia tenuifolia* stb.), mivel e talajok „magbankjában” benne vannak a korábbi stádiumok növényzetének magvai.

A parlaggyepek egyes részein a cserjék térhódítása is tapasztalható, főleg a Tohonya- és Lófej-völgy közötti háton, amely az 1960-as évek végéig kisparcellás művelés alatt állt. Az itt kialakult, az 1980-as évekre már „beállt” gyepekből két mintaterületet kiválasztottunk. Az egyiket az 1980-as évek első felében még többé-kevésbé rendszeresen kaszálták, a másik kaszálatlan volt. E két területet egymással és a Lófej-völgy szomszédos (keleti kitétettségű) lejtőjén lévő „féltermészetes” sztyeppréttel is összehasonlítottuk.

A féltermészetes sztyepprétt fajszáma felülmúlja mind a kaszált, mind a kaszálatlan parlagföldekét, egyúttal a felvételenkénti fajszám is a legegyszerűsebb. Az egyes felvételek fajszáma a kaszált parlagföldön egyenletesebb, mint a kaszálatlanon. Ugyanakkor a féltermészetes sztyepprétt egyes fajai csak a kaszálatlan parlagföldön voltak megtalálhatók (*Adonis vernalis*, *Polygala major*, *Pulsatilla grandis*, *Nonea pulla*), míg másoknál nagy gyakorisági különbség volt a kaszálatlan terület javára (*Centaurea spinulosa*, *C. scabiosa*).

A fajdiverzitási értékek eltérései jelentéktelennek bizonyultak:

$H_{sp} = 1,192$ (féltermészetes sztyepprétt, Lófej-v. K-i expozíciójú oldala)

$H_{sp} = 1,292$ (kaszálatlan parlagföld)

$H_{sp} = 1,228$ (kaszált parlagföld), a különbségek nem szignifikánsak.

A fajhasonlóságban a féltermészetes sztyepprét az eltérőbb, a kaszált és kaszálatlan parlagok hasonlósága nagyobb (ez az eltérés szignifikáns!)

	Sz	K-	K+
Sztyepprét	-	0,11	0,10
Kaszálatlan parlag		-	0,53
Kaszált parlag			-

Borításértékben a kaszálás jelentős eltérést okoz. Itt a féltermészetes sztyepprét és a kaszált parlag a legeltérőbb.

	Sz	K-	K+
Sztyepprét	-	0,52	0,28
Kaszálatlan parlag		-	0,46
Kaszált parlag			-

Az életforma-diverzitás a féltermészetes sztyeppréteken a legnagyobb. ($X_H = 0,601$, max.: 0,751, min.: 0,407), a kaszálatlan parlagföldön mérsékelt ($X_H = 0,479$, max.: 0,617, min.: 0,320), a kaszált parlagföldön a legalacsonyabb ($X_H = 0,439$, max.: 0,498, min.: 0,363). Ennek nyilvánvaló oka, hogy a féltermészetes sztyeppréten (amely szegélyesedett!), az uralkodó (borítás-érték, az összdominancia %-ában átlag 76%) *hemikryptophytonok* mellett jelentős arányban vannak *chamaephytonok* (pl. *Cytisus*, *Dorycnium*) és *geophytonok* is. A kaszálás a *hemikryptophytonokat* kompetíciós előnyhöz jut-tatja, amelynek eredményeként ezek aránya a kaszálatlan sztyeppréten 82%, a kaszáltakon 95%!

Ugyanakkor a kaszálás előnyös mint a cserjésedés elleni védelem. Tapasz-talati tény, hogy a kaszált területeken kisebb mértékű a vaddisznótúrás. Ennek több oka lehet: egyrészt a kaszált területeken kevesebb az olyan magaskórós, erősen raktározó típusú növény, amelynek gyökérzetén olyan cserebogárfélék (*Amphimallon* és *Rhizotrogus* fajok) pajorjai fejlődnek, ame-lyeket a vaddisznók szívesen fogyasztanak. Másrészt a kaszálók talaja tömö-rödöttebb, ami túrásra kevésbé alkalmas. Mindenesetre tény, hogy a kaszá-latlan parlagföldek a vaddisznók fő táplálkozási területei. A disznótúrt területeken gyakran erős a gyomosodás (*Calamagrostis epigeios*, *Cirsium arvense*, *Sonchus arvensis*), ill. a szukcesszió korábbi fázisából a vetési gyo-mok és parlagi pionírok visszatérése. A kaszálás elmaradásának további kí-sérőjelenségei is kedvezőtlenek, amelyek szintén a megváltozott gazdasági viszonyokból adódnak.

Az egyik kedvezőtlen jelenség a korábban kaszálóként használt gyepek le-geltetése. Itt ma már kevésbé jelentős a lecsökkent létszámú jósvafői csorda hatása, de Szinpetri fölött vannak olyan korábban művelt területek, ahol -

legalábbis 1995-ig – jelentős volt a túllegettetés degradációs hatása. Ebben a villanypásztoros tartási módnak, amely fokozza az adott területre nehezedő taposási és trágyázási terhelést, nem elhanyagolható szerepe volt. A Tohonya- és a Lófej-völgy közötti parlaggyepes háton viszont súlyosbodó a hucul lovak okozta degradáció, amelyet kopárosodás és gyomosodás kísér. Ezzel együtt védett fajok (*Gentiana cruciata* és a rá petéző *Maculinea alcon*) állománycsökkenése is bekövetkezett. Ebből az következik, hogy bár a hucul ló tartásának van génmegőrző funkciója, a ló tartás, mint extenzív gazdálkodási és turisztikai célú tevékenység a Bioszféra Rezervátum pufferezónájában nem engedhető meg, hanem annak haladéktalanul az átmeneti zónába kell kerülnie.

A kutatásokból elkészült publikációk

- Dósa G.: *Inula ensifolia* (Asteraceae) as food-plant preferred by butterflies (*Lepidoptera: Rhopalocera*). In Tóth E. – Horváth R. (ed.): *Research in the Aggtelek National Park and Biosphere Reserve*. Proceedings of the Conference, 1997, Vol. II. 79–86.
- Dudás Gy.: The spider fauna of the Aggtelek National Park: A guild-structure examination of soil-surface-living and plant-living spider communities. In Tóth E. – Horváth R. (ed.): *Research in the Aggtelek National Park and Biosphere Reserve*. Proceedings of the Conference, 1997, Vol. II. 143–150.
- Orci K.: A comparative study on grasshopper (*Orthoptera*) communities in the Aggtelek Biosphere Reserve. In Tóth E. – Horváth R. (ed.): *Research in the Aggtelek National Park and Biosphere Reserve*. Proceedings of the Conference, 1997, Vol. II. 109–116.
- Magura T. – Tóthmérész B.: Effect of forest-edge to maintain the diversity of a Carabid community. In Tóth E. – Horváth R. (ed.): *Research in the Aggtelek National Park and Biosphere Reserve*. Proceedings of the Conference, 1997, Vol. II. 123–126.
- Rácz I. – Varga Z. – Mező H. – Parragh D.: Studies on the *Orthoptera* fauna of the Aggtelek karst. In Tóth E. – Horváth R. (ed.): *Research in the Aggtelek National Park and Biosphere Reserve*. Proceedings of the Conference, 1997, Vol. II. 99–108.
- Varga-Sipos J. – Varga Z.: Phytocenology of semi-dry grasslands in the Aggtelek karst area. In Tóth E. – Horváth R. (ed.): *Research in the Aggtelek National Park and Biosphere Reserve*. Proceedings of the Conference, 1997, Vol. II. 59–78.
- Varga Z.: Biogeographical outline of the invertebrate fauna of the Aggtelek karst and surrounding areas. In Tóth E. – Horváth R. (ed.): *Research in the Aggtelek National Park and Biosphere Reserve*. Proceedings of the Conference, 1997, Vol. II. 87–95.
- Varga Z. – Szabó S.: Changes in species composition and abundance of *Lepidoptera* in the Aggtelek karst. In Tóth E. – Horváth R. (ed.): *Research in the Aggtelek National Park and Biosphere Reserve*. Proceedings of the Conference, 1997, Vol. II. 137–142.
- Varga Z.: Trockenrasen im pannonischen Raum: Zusammenhang der physiognomischen Struktur und der floristischen Komposition mit den Insektenzönosen. *Phytocoenologia*, 1997. 27. 509–571.

Függelék

1. táblázat

Jósvafő, Szőlő-hegy, 1997. augusztus 5-12.

	Sz A1 200 m ²	Sz A2 300 m ²	Sz K1 200 m ²	Sz K2 200 m ²	Sz T1 200 m ²	Sz T2 200 m ²	Sz Sz 200 m ²	Sz E1 400 m ²	Sz E2 400 m ²	Sz E3 200 m ²	Sz Ir 400 m ²	
Cirsio-Brachypodium (karakter-) fajok												
<i>Brachypodium pinnatum</i>	3.2	2.2	2.2	3.2	1.2	2.2	3.2	2.2	1.2	2.2	1.2	V.
<i>Carlina vulgaris</i>	1.1	+1	-	+1	-	+1	+1	-	1.1	-	+1	IV.
<i>Cirsium pannonicum</i>	+1	2.2	+1	2.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	2.2	1.2	V.
<i>Crepis pannonica</i>	-	-	-	+1	-	-	-	+1	-	-	+1	II.
<i>Danthonia alpina</i>	-	1.1	-	-	1.1	-	-	3.1	3.1	2.1	-	III.
<i>Hypochoeris maculata</i>	1.1	+1	+1	-	-	1.1	+1	+1	1.1	+1	+1	V.
<i>Linum flavum</i>	1.2	1.1	2.2	1.1	-	+1	+1	1.1	+1	1.2	+1	V.
<i>Linum tenuifolium</i>	-	-	+1	1.1	-	-	-	-	-	-	+1	II.
<i>Polygala maior</i>	1.1	1.1	-	+1	1.1	1.1	+1	+1	1.1	+1	+1	V.
<i>Scorzonera purpurea</i>	+1	-	+1	+1	+1	-	-	-	+1	+1	+1	IV.
Brometalia erecti fajok												
<i>Allium montanum</i>	+1	-	1.1	+1	+1	-	-	+1	-	-	+1	III.
<i>Anthyllis vulneraria ssp. polyphylla</i>	+1	+1	-	+1	1.1	-	+1	1.1	+1	1.1	-	IV.
<i>Briza media</i>	1.1	1.1	+1	1.1	-	+1	1.1	+1	1.1	1.1	1.1	V.
<i>Bromus erectus</i>	1.2	2.2	1.2	1.1	+1	1.2	2.2	1.1	1.2	2.2	1.1	V.
<i>Campanula bononiensis</i>	-	+1	+1	-	-	-	+1	+1	-	-	+1	III.
<i>Campanula cervicaria</i>	-	-	-	+1	-	-	+1	-	-	+1	-	II.
<i>Campanula glomerata</i>	-	+1	-	-	-	-	-	+1	-	-	-	I.
<i>Carex montana</i>	2.2	-	1.2	-	-	1.2	1.2	2.2	1.2	2.2	1.2	IV.
<i>Carlina acaulis</i>	-	+1	-	+1	-	-	-	+1	-	+1	-	II.
<i>Centaurea triumphettii</i>	+1	1.1	+1	-	+1	-	-	1.1	-	+1	+1	IV.
<i>Gentiana cruciata</i>	-	+1	-	-	-	-	+1	-	-	1.1	-	II.
<i>Gentianella ciliata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	+1	-	-	I.
<i>Gymnadenia conopsea</i>	-	+1	+1	-	-	-	-	-	-	-	-	I.
<i>Orchis ustulata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+1	-	I.
<i>Lathyrus latifolius</i>	1.1	2.2	1.2	-	1.1	-	2.2	1.2	1.2	1.1	+2	V.
<i>Plantago media</i> (? <i>stepposa</i>)	+1	+1	-	+1	-	+1	+1	+1	1.1	1.1	-	IV.
<i>Polygala comosa</i>	-	-	-	1.1	-	-	-	-	+1	-	-	I.
<i>Prunella grandiflora</i>	-	+1	1.2	2.2	+1	-	+1	1.2	1.1	-	+2	IV.
<i>Rhinanthus minor</i>	1.1	-	-	-	-	+1	+1	+1	1.1	-	-	III.
<i>Trifolium montanum</i>	+1	+1	1.1	-	+1	1.1	+1	+1	+1	1.1	+1	V.
<i>Vicia tenuifolia</i>	1.1	1.2	-	1.2	1.1	-	1.1	1.2	1.1	-	-	IV.
Festucetalia valesiacae fajok												
<i>Achillea pannonica</i>	-	+1	-	+1	-	-	+1	+1	-	-	+1	III.
<i>Adonis vernalis</i>	+1	1.1	1.1	+1	-	+1	1.1	1.1	+1	1.1	+1	V.
<i>Galium glaucum</i>	-	1.1	+1	-	-	-	+1	-	1.1	+1	+1	III.
<i>Campanula ssp. divergentif.</i>	+1	+1	1.1	+1	+1	-	+1	1.1	+1	+1	1.1	V.
<i>Carduus collinus</i>	-	-	-	-	-	-	+1	-	-	+1	-	I.
<i>Centaurea sadleriana</i>	-	1.1	1.2	+1	-	+1	1.1	+1	-	1.1	1.1	IV.
<i>Cruciata pedemontana</i>	-	+1	-	-	+1	-	-	-	-	+1	-	II.
<i>Dianthus pontederæ</i>	+1	1.1	+1	+1	+1	+1	1.1	+1	+1	+1	+1	V.
<i>Dracocephalum austriacum</i>	-	-	-	+1	-	-	-	-	-	-	-	I.
<i>Echium russicum</i>	+1	1.1	+1	+1	-	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	+1	V.
<i>Festuca rupicola</i>	2.2	1.2	2.2	1.2	1.2	2.2	2.2	2.2	3.2	2.2	2.2	V.
<i>Festuca valesiaca</i>	1.1	2.2	1.2	1.2	1.1	-	1.1	1.2	-	1.1	1.2	V.
<i>Inula ensifolia</i>	-	1.2	2.2	1.2	2.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	V.
<i>Lathyrus pannonicus</i>	+1	1.1	+1	-	+1	-	+1	1.1	-	+1	+1	IV.
<i>Linum hirsutum</i>	-	-	1.1	2.1	-	1.1	-	-	-	1.1	+1	III.
<i>Muscari bothryoides</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+1	I.
<i>Muscari tenuiflorum</i>	+1	+1	+1	-	-	-	+1	+1	+1	-	+1	IV.
<i>Nonnea pulla</i>	+1	-	+1	+1	-	-	-	-	+1	-	-	II.
<i>Pulsatilla grandis</i> (incl. <i>slavica</i>)	1.2	1.1	+1	+1	1.1	1.1	+1	+1	+1	1.1	1.1	V.

	Sz A1 200 m ²	Sz A2 300 m ²	Sz K1 200 m ²	Sz K2 200 m ²	Sz T1 200 m ²	Sz T2 200 m ²	Sz Sz 200 m ²	Sz E1 400 m ²	Sz E2 400 m ²	Sz E3 200 m ²	Sz Ir 400 m ²	
<i>Scabiosa ochroleuca</i>	+1	-	-	-	-	+1	+1	+1	-	+1	+1	III.
<i>Taraxacum serotinum</i>	-	-	+1	-	-	-	-	-	+1	-	-	I.
<i>Thymus kosteleckyanus</i>	+1	1.2	+1	-	1.1	-	-	1.1	1.2	+1	1.2	IV.
<i>Verbascum phoeniceum</i>	-	-	-	+1	-	-	-	-	+1	+1	-	II.
<i>Vinca herbacea</i>	-	-	-	+1	-	-	-	-	-	-	+1	I.
Stipo pulcherrimae – Festucetalia pallentis fajok												
<i>Allium flavum</i>	-	+1	-	-	-	+1	+1	-	-	-	1.1	II.
<i>Alyssum montanum</i> (ssp. <i>brymii</i>)	+1	+1	-	1.1	1.1	+1	+1	+1	-	+1	1.2	V.
<i>Carex humilis</i>	-	-	-	+1	-	-	-	-	-	-	1.2	I.
<i>Hippocrepis comosa</i>	-	1.1	1.1	-	+1	-	+1	+1	-	-	1.2	IV.
<i>Iris pumila</i>	-	-	-	-	-	+1	-	-	-	-	1.2	I.
<i>Jurinea mollis</i>	+1	1.1	1.1	+1	+1	-	+1	-	+1	-	+1	V.
<i>Melica ciliata</i>	-	+1	-	-	-	+1	-	-	-	-	1.1	II.
<i>Onosma visianii</i>	-	-	-	-	-	-	+1	-	-	-	-	I.
<i>Seseli osseum</i>	-	+1	+1	-	-	-	+1	-	-	-	1.1	III.
<i>Stipa joannis</i>	-	1.1	1.1	1.2	2.2	1.2	1.1	-	1.1	-	2.3	IV.
<i>Trinia glauca</i>	-	-	-	+1	-	+1	-	-	-	-	+1	II.
Seslerio – Festucion pallentis (dolomit-sziklagyep) fajok												
<i>Arenaria micradena</i>	-	+1	+1	-	-	+1	+1	-	+1	-	+1	III.
<i>Cytisus procumbens</i>	-	+1	+1	1.1	-	-	1.1	1.1	+1	1.2	1.2	IV.
<i>Globularia punctata</i>	-	+1	-	1.2	-	-	-	-	+1	-	1.2	II.
<i>Poa badensis</i>	-	-	-	1.1	-	-	-	-	-	-	1.1	I.
Festuco-Brometetea fajok												
<i>Agropyron caninum</i>	1.1	-	-	-	-	-	1.1	1.1	-	+1	-	II.
<i>Anthericum ramosum</i>	+1	1.1	1.1	-	+1	-	+1	+1	1.1	-	1.1	IV.
<i>Asperula cynanchica</i>	+1	+1	+1	-	+1	-	-	-	+1	+1	+1	IV.
<i>Bromus mollis</i>	-	+1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I.
<i>Carex caryophyllea</i>	+1	-	-	-	-	-	-	-	-	+1	-	I.
<i>Centaurea scabiosa</i>	1.1	1.1	+1	-	+1	+1	1.1	1.1	-	1.2	+1	V.
<i>Centaurea spinulosa</i>	+1	-	-	-	-	-	1.1	1.1	1.2	-	-	II.
<i>Eryngium campestre</i>	-	-	-	+1	-	-	+1	-	-	+1	+1	II.
<i>Erysimum pannonicum</i>	-	+1	-	-	-	+1	+1	-	-	+1	+1	III.
<i>Euphorbia cyparissias</i>	1.1	+1	+1	+1	+1	-	+1	+1	1.1	-	1.1	V.
<i>Filipendula vulgaris</i>	1.1	+1	-	-	-	1.1	+1	+1	1.1	+1	-	IV.
<i>Galium verum</i>	+1	-	-	-	+1	+1	-	1.1	+1	+1	-	IV.
<i>Helianthemum ovatum</i>	+1	-	+1	-	-	+1	+1	+1	+1	+1	+1	IV.
<i>Hypericum perforatum</i>	+1	-	+1	-	-	-	+1	-	-	+1	-	II.
<i>Koeleria pyramidata</i>	-	+1	-	-	-	-	-	-	+1	-	+2	II.
<i>Linaria genistifolia</i>	-	-	-	+1	+1	-	-	-	-	-	+1	II.
<i>Linum austriacum</i>	-	-	+1	-	-	-	-	-	-	-	-	I.
<i>Linum catharticum</i>	-	-	-	+1	-	-	-	-	-	-	+1	I.
<i>Medicago falcata</i>	-	+1	+1	-	-	-	-	-	-	+1	-	II.
<i>Muscari comosum</i>	-	-	-	-	-	+1	-	+1	+1	-	-	II.
<i>Orobanche lutea</i> (aut sp.)	-	+1	-	+1	+1	-	-	-	-	-	+1	II.
<i>Ornithogalum pyramidale</i>	+1	-	+1	-	-	+1	-	-	+1	+1	-	III.
<i>Pimpinella saxifraga</i>	+1	+1	-	-	-	-	+1	+1	+1	-	-	III.
<i>Prunella laciniata</i>	-	+1	+1	-	-	-	-	-	+1	+1	+2	III.
<i>Salvia pratensis</i>	+1	+1	-	+1	+1	+1	+1	1.1	1.1	+1	-	V.
<i>Salvia verticillata</i>	-	+1	+1	+1	-	-	-	-	+1	1.1	-	III.
<i>Sanguisorba minor</i>	+1	1.1	+1	+1	+1	-	+1	-	+1	-	1.2	IV.
<i>Silene otites</i>	-	+1	-	+1	-	-	-	-	+1	-	1.1	II.
<i>Stachys recta</i>	+1	+1	+1	-	-	+1	+1	+1	-	+1	1.1	IV.
<i>Thesium linophyllum</i>	+1	+1	+1	-	-	+1	-	+1	+1	-	+1	IV.
<i>Thymus marschallianus</i>	1.1	-	-	1.1	1.1	1.1	-	+1	-	-	+2	III.
<i>Verbascum lychnitis</i>	-	-	-	-	-	-	+1	+1	-	+1	-	II.
<i>Veronica prostrata</i>	-	-	-	+2	-	-	-	-	-	1.2	+2	II.
<i>Veronica spicata</i>	1.1	+1	-	1.1	-	+1	+1	1.1	+1	+1	+1	V.

	Sz A1 200 m ²	Sz A2 300 m ²	Sz K1 200 m ²	Sz K2 200 m ²	Sz T1 200 m ²	Sz T2 200 m ²	Sz Sz 200 m ²	Sz E1 400 m ²	Sz E2 400 m ²	Sz E3 200 m ²	Sz Ir 400 m ²	
Arrhenateretalia, ill. Arrhenaterion fajok												
Arrhenaterum elatius	1.1	-	-	-	-	-	-	-	1.1	1.1	-	II.
Avenula pubescens	-	-	-	-	-	1.1	1.1	1.1	-	1.1	-	II.
Chrysanthemum leucanthemum	+1	-	-	-	-	-	+1	1.1	+1	+1	-	III.
Dactylis glomerata	-	-	-	-	-	-	+1	-	-	+1	-	I.
Dianthus deltoideus	-	+1	+1	-	-	-	-	+1	-	-	-	II.
Knautia arvensis	+1	-	-	-	-	-	+1	-	-	+1	-	II.
Pastinaca sativa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+1	-	I.
Phleum phleoides	-	1.1	-	-	-	-	+1	+1	1.1	-	-	II.
Poa pratensis ssp. angustifolia	+1	-	-	-	-	-	-	-	-	1.1	-	I.
Ranunculus acer	-	-	-	-	-	+1	-	+1	-	-	-	I.
Ranunculus polyanthemus	+1	-	-	-	+1	-	-	-	-	+1	-	II.
Stellaria graminea	+1	-	-	-	-	-	-	+1	+1	-	-	II.
Trifolio-Geranietea, ill. Geranion sanguinei fajok												
Ajuga genevensis	1.1	-	+1	-	1.2	-	-	+1	-	1.2	-	III.
Anemone sylvestris	+1	+1	-	+1	-	1.1	1.2	-	-	+1	+1	IV.
Asparagus officinalis	-	+1	-	-	-	-	1.1	1.1	-	+1	+1	III.
Aster amellus	1.1	+1	1.2	1.1	+1	1.1	+1	-	1.1	+1	1.1	V.
Betonica officinalis	+1	-	-	-	-	-	+1	1.1	1.1	-	-	II.
Bupleurum falcatum	-	+1	+1	-	-	-	+1	-	-	+1	+1	III.
Chamaecytisus albus	1.2	-	-	1.1	-	1.2	1.1	1.2	+1	-	-	III.
Chamaecytisus austriacus	-	-	1.1	-	-	-	-	-	-	-	+1	I.
Clematis recta	1.1	-	-	-	-	-	-	1.1	-	-	-	I.
Clinopodium vulgare	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+1	-	I.
Coronilla varia	-	+1	-	-	-	-	1.2	+2	-	+1	+2	III.
Digitalis grandiflora	-	-	-	-	-	-	1.1	-	-	-	-	I.
Dorycnium germanicum	1.2	-	-	+1	1.1	-	+1	-	1.2	+2	+2	IV.
Fragaria collina	+2	-	1.2	-	+1	+1	+1	1.2	+1	-	-	IV.
Genista tinctoria ssp. elata	+1	+2	-	-	1.1	+1	+1	1.1	+1	+1	+1	V.
Geranium sanguineum	-	-	1.1	-	-	+2	+2	+2	-	+1	+2	III.
Inula hirta	1.2	+2	+1	-	+2	1.2	+2	1.2	1.2	+1	+2	V.
Inula salicina	+2	-	1.2	-	1.2	-	-	+2	-	1.2	-	III.
Lembotropis nigricans	-	-	-	+2	-	-	+2	-	-	-	-	I.
Libanotis pyrenaica	-	+1	-	-	-	-	+1	-	+1	-	+1	II.
Melampyrum arvense	+1	1.2	+1	-	-	-	+1	-	+1	-	+1	III.
Orchis purpurea	-	-	-	-	-	-	+1	-	-	-	-	I.
Origanum vulgare	-	-	-	-	-	-	+1	-	-	+1	+1	II.
Peucedanum alsaticum	-	+1	-	-	-	+1	-	-	-	-	+1	II.
Peucedanum cervaria	1.1	+1	1.1	-	+1	1.1	1.1	+1	1.1	-	1.1	V.
Polygonatum odoratum	-	-	-	-	-	-	+1	+2	-	-	+2	II.
Potentilla recta	-	-	+1	-	-	-	-	-	-	-	-	I.
Prunus fruticosa	-	+1	+2	1.2	-	-	-	-	-	-	+2	II.
Rosa pimpinellifolia	-	-	-	+1	-	-	-	+1	-	+1	-	II.
Selinum carvifolia	+1	-	-	-	+1	-	-	-	+1	+1	-	II.
Silene cucubalus	-	+1	-	-	+1	-	-	+1	-	-	-	II.
Silene nutans	-	-	-	-	-	-	+1	-	-	-	-	I.
Solidago virga-aurea	+1	-	+1	-	-	+1	+1	+1	-	-	+1	III.
Teucrium chamaedrys	+1	1.1	-	-	+1	+1	-	+1	1.1	-	1.2	IV.
Teucrium montanum	-	+1	+1	+1	-	-	-	-	+1	-	+2	III.
Trifolium alpestre	+1	-	-	-	+1	+1	+1	+1	-	+1	+1	IV.
Trifolium rubens	-	-	-	+2	-	-	-	+1	-	-	-	I.
Veronica austriaca ssp. teucrium	-	-	+1	-	-	-	-	1.1	-	-	+2	II.
Veronica chamaedrys	+1	-	-	-	-	+1	-	-	+1	-	-	II.
Viola hirta	-	-	-	-	+1	-	-	-	+1	-	-	I.
Vincetoxicum hirundinaria	+1	-	+1	-	-	-	1.1	-	-	1.1	+2	III.
Quercetalia pubescenti-petraeae, ill. Aceri-Quercion fajok												
Astragalus glycyphyllos	-	-	-	-	-	-	+1	-	-	+1	-	I.

	Sz A1 200 m ²	Sz A2 300 m ²	Sz K1 200 m ²	Sz K2 200 m ²	Sz T1 200 m ²	Sz T2 200 m ²	Sz Sz 200 m ²	Sz E1 400 m ²	Sz E2 400 m ²	Sz E3 200 m ²	Sz I1 400 m ²	
<i>Campanula persicifolia</i>	-	-	-	-	-	-	+1	-	-	-	-	I.
<i>Chrysanthemum corymbosum</i>	+1	+1	-	-	+1	-	+1	-	-	+1	-	III.
<i>Cornus mas</i>	-	-	-	-	-	-	+1	-	-	-	+2	I.
<i>Crataegus monogyna</i>	-	-	-	-	-	+1	-	-	-	-	-	I.
<i>Cruciata glabra</i>	-	+1	-	-	-	+1	-	-	-	-	-	I.
<i>Dactylis polygama</i>	+1	-	-	-	-	-	+1	-	-	+1	-	II.
<i>Euphorbia polychroma</i>	-	-	-	-	-	-	+1	+1	-	-	+2	II.
<i>Galium mollugo</i>	-	+1	-	-	-	+1	-	-	-	-	-	I.
<i>Hieracium cymosum</i>	+1	-	-	-	-	-	-	+1	+1	-	-	II.
<i>Ligustrum vulgare (magonc)</i>	+1	-	-	-	-	-	+1	-	-	-	-	I.
<i>Lilium martagon</i>	-	-	-	-	-	-	+1	-	-	-	-	I.
<i>Melampyrum nemorosum</i>	-	-	-	-	-	-	+1	-	-	+1	-	I.
<i>Melittis grandiflora</i>	-	-	-	-	-	-	+1	-	-	-	-	I.
<i>Potentilla alba</i>	-	-	-	-	-	-	-	+1	+1	-	-	I.
<i>Primula veris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	+1	+1	-	I.
<i>Prunus mahaleb</i>	-	-	+1	-	-	-	-	-	-	-	+2	I.
<i>Prunus spinosa</i>	-	-	-	+1	+1	-	-	-	-	-	-	I.
<i>Pulmonaria officinalis</i>	+1	-	-	-	-	-	-	+1	+1	-	-	II.
<i>Pyrus piraster</i>	-	-	-	-	-	-	-	+1	-	-	-	I.
<i>Quercus petraea (magonc/cserje)</i>	+1	+1	-	-	-	+1	+1	-	+1	-	-	
<i>Quercus pubescens (cserje)</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+1	-	I.
<i>Quercus virgiliana (magonc/cserje)</i>	+1	-	-	-	+1	-	+1	+1	-	-	+1	III.
<i>Ranunculus cassubicus</i>	-	-	-	-	-	-	-	+1	-	-	-	I.
<i>Rosa gallica</i>	-	-	+1	-	-	-	+1	-	-	-	-	I.
<i>Rosa pimpinellifolia</i>	-	-	-	+1	-	-	-	-	-	-	+2	I.
<i>Sedum maximum</i>	-	+1	-	-	-	-	+1	-	-	+1	+1	II.
<i>Waldsteinia geoides</i>	-	-	-	-	-	-	+2	-	-	-	-	I.
Egyéb fajok												
<i>Achillea millefolium</i>	+1	-	+1	-	+1	+1	-	-	1.1	+1	-	III.
<i>Agrimonia eupatoria</i>	+1	-	-	-	-	-	+1	+1	-	-	-	II.
<i>Convulvulus arvensis</i>	-	+1	-	-	-	-	+1	-	-	-	-	I.
<i>Cuscuta arvensis</i>	+1	1.1	-	+1	+1	-	-	-	+1	-	-	III.
<i>Daucus carota</i>	+1	-	-	-	-	+1	-	+1	-	-	-	II.
<i>Echium vulgare</i>	-	+1	-	-	-	-	-	-	-	+1	-	I.
<i>Falcaria vulgaris</i>	+1	+1	-	-	-	-	+1	-	-	-	-	II.
<i>Glechoma hederacea</i>	-	-	+1	-	-	-	-	-	-	+1	-	I.
<i>Hieracium pilosella (agg:)</i>	-	+1	-	+2	-	-	-	-	-	-	+2	II.
<i>Leontodon hispidus</i>	+1	-	-	-	+1	+1	-	+1	-	-	-	II.
<i>Lotus corniculatus</i>	-	-	+1	-	-	-	-	-	-	-	-	I.
<i>Medicago lupulina</i>	-	+1	+1	-	-	+1	+1	-	+1	+1	+1	IV.
<i>Melilotus officinalis</i>	+1	+1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I.
<i>Myosotis arvensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	+1	-	-	-	I.
<i>Reseda lutea</i>	-	+1	+1	-	-	-	-	-	-	-	-	I.
<i>Rumex acetosa</i>	+1	-	-	-	+1	+1	-	-	+1	-	-	II.
<i>Serratula tinctoria</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	+1	+1	-	I.
<i>Stenactis annua</i>	-	+1	-	-	-	-	-	-	-	+1	-	I.
<i>Taraxacum laevigatum</i>	-	+1	-	+1	-	-	-	-	-	-	-	I.
<i>Taraxacum officinale</i>	+1	-	-	-	+1	+1	-	+1	-	-	-	II.
<i>Tragopogon floccosus</i>	+1	-	-	-	-	+1	-	+1	+1	-	-	II.
<i>Valeriana officinalis</i>	-	-	-	-	-	-	+1	-	-	+1	-	I.
Fajszám - number of species	96	100	80	71	61	69	110	99	87	97	95	

A táblázat jelmagyarázata

Sz A1: Szőlőhegy, alsó szint, DNY-i expozíció, 10° lejtő

Sz A2: ugyanott, DDNy expozíció, 12-15° lejtő

Sz K1: Szőlőhegy, régi szőlőteraszok, NyDNy expozíció, 5-15° lejtő

Sz A2: ugyanott, DDNy expozíció, 12-15° lejtő

Sz T1: Szőlőhegy, déli oldalgerinc, DDNy expozíció, 5–10° lejtő
 Sz T2: ugyanott, DDNy expozíció, 10–15° lejtő
 Sz Sz: Szőlőhegy, fásodott kőszánc szegélye, NyDNy expozíció, 5–10° lejtő
 Sz E1-E3: Szőlőhegy, tetőszint, felhagyott „erdészeti kaszáló”, DDNy expozíció, 10–15° lejtő
 Sz I: Szőlőhegy, Ny-ra néző oldalgerinc, kopáros, NyDNy expozíció, 10–15° lejtő.
 Valamennyi felvétel: V. Sipos Julianna és Varga Zoltán.

2. táblázat

Jósvafő: Lófej-völgy, Haragistya, Verőtető, 1997. augusztus 5-12.

	LK; 300 m2	MB; 200 m2	MB; 400 m2	20 1; 400 m2	20 2; 400 m2	DA; 300 m2	20 3; 300 m2	DF; 200 m2	ST 1; 200 m2	ST 2; 200 m2	NN; 400 m2	
Cirsio-Brachypodium (karakter-) fajok												
<i>Brachypodium pinnatum</i>	3.2	3.2	3.2	3.2	3.2	3.2	2.2	2.2	2.2	1.2	2.2	V.
<i>Carlina vulgaris</i>	1.1	-	+1	+1	-	+1	-	-	-	-	+1	III.
<i>Cirsium pannonicum</i>	+2	+1	1.2	1.1	2.2	+1	+1	+1	1.1	+1	1.1	V.
<i>Danthonia alpina</i>	-	-	-	-	-	1.1	-	-	1.1	-	3.1	II.
<i>Hypochoeris maculata</i>	+1	+1	-	+1	-	+1	-	-	-	-	+1	III.
<i>Linum flavum</i>	+1	-	+1	+1	-	+1	-	-	+1	-	+1	III.
<i>Polygala maior</i>	+1	+1	1.1	1.1	+1	+1	+1	+1	+1	1.1	+1	V.
<i>Scorzonera purpurea</i>	+1	+1	-	+1	-	+1	+1	-	-	+1	+1	IV.
Brometalia erecti fajok												
<i>Allium montanum</i>	-	-	-	+1	-	-	+1	+1	+1	-	+1	III.
<i>Anacamptis pyramidalis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+1	-	I.
<i>Anthyllis vulneraria</i> ssp. <i>polyphylla</i>	+1	+1	-	+1	-	+1	-	-	-	+1	+1	III.
<i>Briza media</i>	1.1	1.1	1.1	+1	-	1.1	+1	+1	+1	+1	1.1	V.
<i>Bromus erectus</i>	2.2	2.2	2.2	2.2	+1	1.2	-	-	+1	-	1.2	V.
<i>Campanula bononiensis</i>	+1	+1	-	+1	-	+1	-	-	-	-	+1	III.
<i>Campanula cervicaria</i>	-	-	+1	-	-	-	-	-	-	-	-	I.
<i>Campanula glomerata</i>	-	+1	-	+1	-	-	-	-	-	-	+1	II.
<i>Carex michelii</i>	1.1	-	-	-	-	-	-	-	-	1.1	-	I.
<i>Carex montana</i>	2.2	2.2	1.2	1.2	1.2	2.2	1.2	1.2	1.2	-	2.2	V.
<i>Carlina acaulis</i>	+1	+1	+1	+1	-	+1	-	-	+1	-	+1	IV.
<i>Centaurea triumfettii</i>	+1	+1	-	+1	-	+1	+1	-	+1	+1	+1	IV.
<i>Gentiana cruciata</i>	+1	-	+1	+1	-	+1	-	-	-	+1	+1	III.
<i>Gentianella ciliata</i>	-	+1	-	+1	-	-	+1	-	-	+1	+1	III.
<i>Gymnadenia conopsea</i>	+1	-	+1	+1	-	+1	-	-	-	-	-	II.
<i>Gymnadenia odoratissima</i>	-	-	-	-	-	-	-	+1	-	-	+1	I.
<i>Orchis ustulata</i>	-	+1	-	+1	-	+1	+1	-	+1	-	+1	III.
<i>Lathyrus latifolius</i>	1.1	1.1	1.2	1.2	-	1.2	+1	-	-	+1	+1	IV.
<i>Plantago media</i> (? <i>stepposa</i>)	+1	+1	+1	+1	-	+1	-	+1	+1	-	+1	IV.
<i>Polygala comosa</i>	+1	-	+1	+1	-	-	-	+1	-	+1	+1	III.
<i>Prunella grandiflora</i>	-	-	+1	+1	-	+1	+1	-	-	+1	+1	IV.
<i>Rhinanthus minor</i>	+1	-	-	+1	-	+1	-	-	-	-	-	II.
<i>Trifolium montanum</i>	1.1	+1	+1	+1	-	+1	+1	+1	-	+1	+1	V.
<i>Vicia tenuifolia</i>	1.1	-	1.2	+1	1.2	+1	+1	-	-	-	+1	IV.
Festucetalia valesiacae fajok												
<i>Achillea pannonica</i>	+1	-	-	-	-	-	+1	-	+1	+1	-	II.
<i>Adonis vernalis</i>	1.1	+1	+1	+1	-	+1	+1	-	1.1	+1	1.1	V.
<i>Galium glaucum</i>	+1	-	+1	+1	-	-	+1	+1	-	+1	-	III.
<i>Aster linosyris</i>	-	-	-	-	-	-	+1	-	+1	+1	-	II.
<i>Campanula</i> ssp. <i>divergentiformis</i>	+1	-	+1	+1	-	+1	+1	+1	+1	+1	+1	V.
<i>Carduus collinus</i>	-	-	-	+1	+1	-	-	-	-	-	-	I.
<i>Centaurea sadleriana</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	+1	-	+1	I.
<i>Dianthus pontederæ</i>	+1	1.1	+1	+1	+1	+1	+1	+1	-	+1	+1	V.
<i>Dracocephalum austriacum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	+1	-	+1	I.
<i>Echium russicum</i>	+1	-	-	-	-	-	-	-	-	+1	-	I.
<i>Festuca rupicola</i>	2.2	2.2	3.2	2.2	1.2	2.2	1.2	1.2	1.2	2.2	2.2	V.
<i>Festuca valesiaca</i>	1.2	-	1.2	1.2	-	1.2	-	-	1.2	1.2	2.2	IV.
<i>Inula ensifolia</i>	-	-	-	-	-	-	1.2	1.2	1.2	1.2	+1	III.
<i>Lathyrus pannonicus</i>	-	-	+1	+1	-	-	+1	+1	-	+1	-	III.
<i>Linum hirsutum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I.
<i>Muscari tenuiflorum</i>	+1	-	-	-	-	-	+1	-	+1	-	-	II.
<i>Nonnea pulla</i>	+1	+1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I.
<i>Potentilla arenaria</i>	1.2	-	+1	+1	-	+1	1.2	2.2	1.2	1.2	+2	V.

	LK; 300 m2	MB; 200 m2	MB; 400 m2	20 1; 400 m2	20 2; 400 m2	DA; 300 m2	20 3; 300 m2	DF; 200 m2	ST 1; 200 m2	ST 2; 200 m2	NN; 400 m2	
<i>Pulsatilla grandis</i> (incl. <i>slavica</i>)	1.1	+1	+1	+1	-	+1	+1	+1	+1	1.1	1.1	V.
<i>Scabiosa ochroleuca</i>	+1	+1	+1	+1	-	+1	+1	+1	+1	-	+1	V.
<i>Thymus kosteleckyianus</i>	+1	-	-	-	-	-	+2	1.2	-	1.2	+2	III.
<i>Verbascum phoeniceum</i>	+1	-	-	-	-	-	-	-	-	+1	-	I.
Stipo pulcherrimae – Festucetalia pallentis fajok												
<i>Allium flavum</i>	-	-	-	-	-	-	-	+1	-	+1	-	I.
<i>Alyssum montanum</i> (ssp. <i>brymii</i>)	+1	-	-	-	-	-	+2	1.2	+1	1.1	+1	III.
<i>Carex humilis</i>	-	-	-	-	-	-	-	1.2	1.2	2.2	1.2	II.
<i>Hippocrepis comosa</i>	+1	-	-	+1	-	+1	1.1	1.1	-	1.1	+1	IV.
<i>Iris pumila</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+1	I.
<i>Jurinea mollis</i>	+1	-	+1	-	-	-	+1	-	+1	-	+1	III.
<i>Seseli osseum</i>	-	-	-	-	-	-	+1	-	+1	+1	-	II.
<i>Stipa joannis</i>	-	-	-	-	-	-	-	+1	2.2	2.2	1.2	II.
<i>Trinia glauca</i>	-	-	-	-	-	-	+1	+1	-	+1	-	II.
Seslerio-Festucion pallentis (dolomit-sziklagyp) fajok												
<i>Arenaria micradena</i>	-	-	+1	+1	-	-	+1	+1	-	+1	+1	III.
<i>Cytisus procumbens</i>	-	-	-	-	-	-	+1	1.1	1.1	+1	1.1	III.
<i>Globularia punctata</i>	-	-	-	-	-	-	+1	1.2	1.2	1.2	+1	III.
<i>Poa badensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	1.2	1.1	1.2	-	II.
Festuco-Brometea fajok												
<i>Agropyron caninum</i>	1.2	-	1.2	1.2	1.1	1.2	-	-	-	-	-	III.
<i>Anthericum ramosum</i>	+1	-	+1	+1	-	+1	+1	+1	1.1	+1	+1	V.
<i>Asperula cynanchica</i>	+1	+1	-	+1	-	+1	+1	+1	-	+1	+1	IV.
<i>Carex caryophyllea</i>	+1	-	+1	-	-	-	-	-	-	-	-	I.
<i>Centaurea scabiosa</i>	1.1	-	-	+1	+1	1.1	-	-	-	+1	+1	III.
<i>Centaurea spinulosa</i>	+1	1.1	+1	1.1	-	+1	-	-	-	-	-	III.
<i>Eryngium campestre</i>	+1	-	-	-	-	-	-	-	+1	-	-	I.
<i>Erysimum pannonicum</i>	-	-	-	-	-	-	+1	-	-	+1	-	I.
<i>Euphorbia cyparissias</i>	1.1	-	+1	1.1	+1	1.1	+1	1.1	+1	1.1	1.1	V.
<i>Euphrasia stricta</i>	-	-	-	-	-	+1	+1	+1	-	+1	-	II.
<i>Filipendula vulgaris</i>	+1	+1	+1	+1	1.1	+1	-	-	-	-	-	III.
<i>Galium verum</i>	+1	-	+1	+1	1.1	+1	-	-	-	-	+1	III.
<i>Helianthemum ovatum</i>	+1	+1	+1	+1	-	+1	+1	+1	+1	-	+1	V.
<i>Hypericum perforatum</i>	-	+1	-	-	+1	+1	-	+1	-	-	+1	III.
<i>Koeleria pyramidata</i>	-	-	-	-	-	-	+1	-	+1	-	-	I.
<i>Linum catharticum</i>	-	-	-	-	-	-	+1	+1	-	+1	+1	II.
<i>Medicago falcata</i>	+1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I.
<i>Muscari comosum</i>	+1	-	+1	+1	-	+1	-	-	-	-	-	II.
<i>Orobancha lutea</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+1	+1	I.
<i>Ornithogalum pyramidale</i>	+1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I.
<i>Pimpinella saxifraga</i>	+1	-	+1	+1	-	-	-	-	-	-	+1	I.
<i>Prunella laciniata</i>	+1	-	-	+1	-	+1	+2	-	+1	+1	+2	IV.
<i>Salvia pratensis</i>	+1	1.1	+1	+1	+1	+1	+1	-	-	+1	-	IV.
<i>Salvia verticillata</i>	+1	-	+1	+1	-	+1	-	-	-	-	+1	III.
<i>Sanguisorba minor</i>	-	-	+1	+1	-	+1	1.1	1.2	1.1	1.1	1.1	IV.
<i>Silene otites</i>	-	-	-	-	-	-	-	+1	+1	+1	+1	II.
<i>Stachys recta</i>	+1	+1	+1	+1	1.1	+1	+1	+1	-	+1	+1	V.
<i>Thesium linophyllum</i>	+1	+1	+1	+1	-	+1	+1	-	+1	-	+1	IV.
<i>Thymus marschallianus</i>	+1	-	1.1	+1	-	+2	+2	+1	1.2	1.2	1.2	V.
<i>Veronica prostrata</i>	-	-	-	-	-	-	+2	-	+2	+2	-	II.
<i>Veronica spicata</i>	+1	+1	-	+1	-	+1	+1	+1	+1	-	1.1	IV.
Arrhenateretalia, ill. Arrhenaterion fajok												
<i>Arrhenaterum elatius</i>	1.1	2.2	1.2	1.2	2.2	1.2	-	-	-	-	-	III.
<i>Avenula pubescens</i>	-	-	1.1	1.2	1.1	1.1	-	-	-	-	+1	III.
<i>Chrysanthemum leucanthemum</i>	+1	1.1	+1	+1	-	+1	+1	-	+1	-	+1	IV.
<i>Dactylis glomerata</i>	-	-	+1	+1	1.2	-	-	-	-	-	-	II.
<i>Dianthus deltoides</i>	+1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I.

	LK: 300 m2	MB: 200 m2	MB: 400 m2	20 1: 400 m2	20 2: 400 m2	DA: 300 m2	20 3: 300 m2	DF: 200 m2	ST 1: 200 m2	ST 2: 200 m2	NN: 400 m2	
<i>Knautia arvensis</i>	+1	-	+1	-	+1	+1	-	-	-	+1	-	III.
<i>Phleum phleoides</i>	-	1.1	-	1.1	-	-	+1	-	-	-	-	II.
<i>Poa pratensis</i> ssp. <i>angustifolia</i>	1.1	1.1	-	-	1.2	1.1	-	-	-	-	-	II.
<i>Ranunculus polyanthemus</i>	+1	-	+1	+1	+1	+1	-	-	-	-	-	III.
<i>Stellaria graminea</i>	+1	-	-	1.1	1.1	+1	-	-	-	-	-	II.
Trifolio-Geranieae, ill. Geranium sanguinei fajok												
<i>Ajuga genevensis</i>	-	+1	-	-	-	+1	-	-	-	-	+2	II.
<i>Anemone sylvestris</i>	+2	-	+1	+1	-	-	+1	-	-	+1	+1	III.
<i>Asparagus officinalis</i>	-	-	+1	-	-	+1	-	-	-	+1	-	II.
<i>Aster amellus</i>	+1	+1	+1	+1	-	+1	+1	+1	+1	1.1	1.1	V.
<i>Betonica officinalis</i>	+1	+1	2.1	+1	2.2	+1	-	-	-	-	+1	IV.
<i>Bupleurum falcatum</i>	+1	-	-	-	-	-	-	-	-	+1	-	I.
<i>Chamaecytisus albus</i>	+2	-	+2	+2	-	-	-	-	+1	-	-	II.
<i>Chamaecytisus austriacus</i>	-	+1	-	-	-	+1	-	-	-	-	+1	II.
<i>Chamaecytisus h. ssp. leucotrichus</i>	-	-	-	1.2	-	-	-	-	1.2	-	-	I.
<i>Clematis recta</i>	+1	-	+1	-	-	-	-	-	-	-	-	I.
<i>Clinopodium vulgare</i>	+1	-	-	-	+1	+1	-	-	-	-	-	II.
<i>Coronilla varia</i>	+2	-	-	-	-	+2	-	-	+1	-	+1	II.
<i>Digitalis grandiflora</i>	-	+1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I.
<i>Dorycnium germanicum</i>	1.2	-	+2	-	-	+2	1.2	+1	1.2	1.2	1.2	IV.
<i>Fragaria collina</i>	1.2	+1	+2	+2	-	+1	-	+1	-	-	+1	IV.
<i>Genista tinctoria</i> ssp. <i>elata</i>	+1	1.1	+1	1.2	+1	+1	+1	1.2	1.1	1.1	1.1	V.
<i>Geranium sanguineum</i>	+2	-	+1	+2	-	-	-	+1	+1	1.2	+1	IV.
<i>Inula hirta</i>	+1	-	+1	+2	+2	-	-	-	-	-	+2	III.
<i>Inula salicina</i>	-	1.2	-	-	-	1.1	-	-	-	-	-	I.
<i>Lembotropis nigricans</i>	-	+1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I.
<i>Libanotis pyrenaica</i>	+1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I.
<i>Melampyrum arvense</i>	+1	-	-	-	-	-	-	-	+1	-	+1	II.
<i>Orchis purpurea</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+1	-	I.
<i>Origanum vulgare</i>	+1	-	+1	-	-	-	-	-	-	-	-	II.
<i>Peucedanum cervaria</i>	+1	-	+1	+1	-	+1	+1	+1	1.1	+1	+1	V.
<i>Rosa pimpinellifolia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	+1	-	+1	I.
<i>Selinum carvifolia</i>	-	-	+1	+1	+1	-	-	-	-	-	-	II.
<i>Silaum peucedanoides</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+1	I.
<i>Silene cucubalus</i>	-	+1	-	+1	+1	-	-	-	-	-	-	II.
<i>Solidago virga-aurea</i>	+1	+1	+1	+1	+1	+1	-	-	-	-	+1	IV.
<i>Teucrium chamaedrys</i>	+2	-	+1	+2	-	+2	+1	+2	+2	1.2	1.2	V.
<i>Teucrium montanum</i>	-	-	-	-	-	-	1.2	1.2	1.2	+2	+1	III.
<i>Trifolium alpestre</i>	+1	1.1	+1	+1	-	-	-	-	-	-	-	II.
<i>Veronica austriaca</i> ssp. <i>teucrium</i>	-	-	1.2	+1	-	+1	-	-	-	-	-	II.
<i>Veronica chamaedrys</i>	+1	+1	-	-	1.1	+1	-	-	-	-	+1	III.
<i>Vincetoxicum hirundinaria</i>	+1	-	-	-	-	-	-	-	+2	+1	+1	II.
Quercetalia pubescenti-petraeae, ill. Aceri-Quercion fajok												
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	-	-	+2	-	-	-	-	-	-	-	-	I.
<i>Campanula persicifolia</i>	-	+1	+1	-	-	+1	-	-	-	-	-	II.
<i>Campanula rapunculoides</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+1	I.
<i>Carpinus betulus</i> (cserje)	-	-	+1	+1	+1	-	-	-	-	-	+1	III.
<i>Chrysanthemum corymbosum</i>	+1	+1	+1	-	+1	+1	-	-	+1	-	+1	IV.
<i>Cornus mas</i> (magonc)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+1	-	I.
<i>Corylus avellana</i> (magonc)	-	-	+1	-	-	-	-	-	-	-	+1	I.
<i>Crataegus monogyna</i>	+1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I.
<i>Cruciata glabra</i>	+1	+1	-	+1	+1	+1	-	-	-	-	-	III.
<i>Dactylis polygama</i>	-	-	+1	-	+1	+1	-	-	-	-	-	II.
<i>Euphorbia polychroma</i>	-	-	+1	-	+1	-	-	-	-	-	-	I.
<i>Galium mollugo</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	+1	-	+1	I.
<i>Ligustrum vulgare</i>	-	+1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I.
<i>Lilium martagon</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+1	I.

	LK; 300 m ²	MB; 200 m ²	MB; 400 m ²	20 1; 400 m ²	20 2; 400 m ²	DA; 300 m ²	20 3; 300 m ²	DF; 200 m ²	ST 1; 200 m ²	ST 2; 200 m ²	NN; 400 m ²	
<i>Potentilla alba</i>	-	-	+1	+1	-	-	+1	-	-	-	+1	II.
<i>Primula veris</i>	+1	+1	+1	-	+1	+1	-	-	-	-	-	III.
<i>Prunus spinosa</i>	+2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I.
<i>Pulmonaria officinalis</i>	+1	+1	-	-	1.1	-	-	-	-	-	+1	II.
<i>Quercus petraea</i> (magonc/cserje)	+1	-	+1	-	+2	+1	-	-	+1	-	+1	III.
<i>Quercus virgiliana</i> (cserje)	-	-	-	-	-	-	-	-	+1	+2	-	I.
<i>Ranunculus cassubicus</i>	-	+1	-	-	+1	-	-	-	-	-	-	I.
<i>Rosa gallica</i>	-	-	-	-	+2	-	-	-	-	+2	-	II.
<i>Rosa pimpinellifolia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+2	I
<i>Sedum maximum</i>	-	-	+1	+1	-	-	-	+1	+1	-	-	II.
<i>Sorbus aria</i> agg.	-	-	-	-	-	+1	-	-	-	+2	-	I.
<i>Symphytum tuberosum</i>	-	+1	-	+1	1.1	-	-	-	-	-	-	II.
<i>Waldsteinia geoides</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+2	I.
Festucion rubrae és Nardion fajok												
<i>Antennaria dioica</i>	-	-	-	-	-	-	1.2	+1	-	-	+1	II.
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	-	-	-	-	+2	1.1	-	-	-	-	+1	II.
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	-	-	-	-	1.2	1.2	-	-	-	-	-	I.
<i>Erigeron podolicus</i>	-	-	-	+1	-	-	+1	-	-	-	-	I.
<i>Festuca rubra</i>	-	-	1.1	-	1.2	-	-	-	-	-	+2	II.
<i>Gentianella livonica</i>	-	-	-	+1	-	-	+1	-	-	-	-	I.
<i>Hieracium pilosella</i> (agg.)	-	-	-	-	-	-	1.2	2.2	-	-	1.2	II.
<i>Luzula campestris</i>	-	-	-	+1	1.2	1.1	1.1	1.1	-	-	1.1	III.
Egyéb fajok												
<i>Achillea millefolium</i>	+1	-	+1	+1	+1	+1	-	-	-	-	-	III.
<i>Agrimonia eupatoria</i>	+2	-	-	-	+1	-	-	-	-	-	-	I.
<i>Convulvulus arvensis</i>	+1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I.
<i>Daucus carota</i>	+1	+1	+1	-	+1	+1	-	-	-	-	-	III.
<i>Cuscuta arvensis</i>	+2	-	-	-	-	+2	-	-	+2	-	-	II.
<i>Falcaria vulgaris</i>	+1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I.
<i>Glechoma hederacea</i>	-	-	+1	-	+2	-	-	-	-	-	-	I.
<i>Leontodon hispidus</i>	+1	-	-	+1	+1	+1	-	-	-	-	-	II.
<i>Rumex acetosa</i>	+1	+1	-	+1	1.1	-	-	-	-	-	-	II.
<i>Senecio integrifolia</i>	-	+1	-	+1	+1	+1	-	-	-	-	-	II.
<i>Senecio jacobaea</i>	-	-	-	-	+1	-	-	-	-	-	-	I.
<i>Serratula tinctoria</i>	-	+1	+1	+1	1.1	-	-	-	-	-	-	II.
<i>Taraxacum officinale</i>	+1	-	+1	+1	+1	-	-	-	-	-	-	II.
<i>Tragopogon floccosus</i>	+1	+1	-	-	+1	+1	-	-	-	-	-	II.
<i>Urtica dioica</i>	-	-	-	-	1.2	-	-	-	-	-	-	I.
<i>Valeriana officinalis</i>	+1	-	-	-	1.1	-	-	-	-	-	-	I.
Fajszám – Number of species	109	63	86	94	60	92	66	54	67	64	95	

A táblázat jelmagyarázata:

LK: Lófej-völgy, K-i kitettségű oldal, 300 m²;

MB: Mogyorós-bérci töbrök, 200 ill 400 m²,

20 1-2: A 20-as határkőnél levő töbör, 400, ill. 400 m², D-i kitettségű lejtőn, közepes magasságban ill. lejtő alján

DA: „Dénes-töbör”, 300 m², Ny-i kitettségű lejtő, közepes magasságban

20 3: A 20-as határkőnél levő töbör, 300 m², D-i kitettségű lejtőn, a töbör felső pereméhez közel

DF: „Dénes-töbör”, 300 m², Ny-i kitettségű lejtő, a töbör felső peremén

St 1: Verőtető, Stipa-s lejtő, D-i expozíció, 200 m²,

St 2: Verőtető, Stipa-s lejtő, D-i expozíció, 200 m²,

NN: Sztyepplejtő a Nagy-oldaltól É-ra, DK-i lejtő, 400 m²,

Valamennyi felvétel: V. Sipos Julianna és Varga Zoltán.

3. táblázat

Tartós kvadrátok, Jósavfő: Szőlő-hegy és -fennsík (Haragistya, Verőtető), 1997. június és augusztus (V. Sipos Julianna és Varga Zoltán)

Faj	Sz a1	Sz a2	Sz a3	Sz a4	Sz k1	Sz k2	Sz k3	Sz f1	Sz f2	Sz ek1	Sz ek2	Sz ek3	Sz l1	Sz l2	20k 1	20k 2	20k 3	Ddt f1	Dt f2	Dt a1	Dt a2	Vt St1	Vt St2
Gyepalkotók, D-ban																							
Agropyron intermedium	+	5	1	1	0	0	1	1	+	1	5	1	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	1
Agropyron caninum	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0
Arrhenatherum elatius	1	5	1	0	0	0	0	1	1	5	1	1	0	0	0	1	5	0	0	5	1	0	0
Avenula pubescens	1	0	0	+	0	1	0	1	0	1	1	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	1
Brachypodium pinnatum	15	20	20	20	5	15	20	30	25	20	15	15	10	15	20	30	20	15	20	20	30	10	15
Briza media	5	5	1	5	5	1	1	1	5	1	5	1	5	1	5	5	1	5	1	1	1	1	5
Bromus erectus	1	1	5	1		5	1	1	5	1	1	5	1	1	1	5	1	5	10	15	10	15	5
Calamagrostis arundinacea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0
Carex caryophylla	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	+	0	0	0
Carex humilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	10	+	0	0	10	1	0	0	10	5
Carex montana	10	5	1	10	5	10	5	10	5	5	5	1	0	0	30	10	10	20	15	15	20	5	1
Carex michelii	0	0	0	0	10	1	1	0	0	0	0	5	10	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dactylis glomerata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
Danthonia alpina	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	25	25	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0
Festuca rupicola-valesiaca	35	10	30	25	30	25	20	10	15	25	20	20	20	10	10	20	25	10	15	25	15	15	10
Koeleria cristata	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	5	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Melica ciliata	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	5	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Phleum phleoides	0	5	0	1	0	0	0	0	0	1	1	5	0	0	0	1	5	0	0	0	1	0	0
Poa badensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	1	0	0	5	5	0	0	5	1	
Poa prat. ssp. angustifolia	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
Stipa joannis	0	0	0	0	15	10	20	+	0	0	0	1	30	35	0	0	0	1	5	0	0	25	30
Monocotyled. lágyzárúak																							
Allium flavum	0	0	0	0	+	0	1	0	0	0	0	0	1	+	+	0	+	0	0	0	0	+	+
Allium montanum	0	0	0	+	0	0	0	+	0	0	0	+	+	1	+	0	1	1	0	+	+	+	+
Anacamptis pyramidalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0
Anthericum ramosum	1	5	1	+	1	+	1	+	+	0	+	+	1	1	1	+	+	1	1	1	+	1	1
Asparagus officinalis	0	+	0	0	0	0	0	1	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0
Gymnadenia conopsea	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	+	0	0	0	+	0	0	0
Iris pumila	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Muscari comosum-tenuiflor.	+	+	0	+	0	0	+	+	+	+	0	1	+	+	+	0	+	0	+	+	+	+	+
Orchis purpurea	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	+	+	+
Orchis ustulata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0	0	0	0	+	0	0
Polygonatum odoratum	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	+	0	1	0	0	0	0	+	0	0	0	0
Ornithogalum pyramidale	+	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dicotyled. lágyzárú + f. cserje																							
Achillea millefolium	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	1	1	0	0	0	0	+	0	0	0	+	0	0
Achillea pannonica	+	+	0	0	+	0	0	0	0	+	+	1	+	+	+	0	+	0	0	0	0	0	+
Adonis vernalis	5	5	1	5	1	5	5	+	1	1	+	1	5	1	1	+	+	+	+	+	+	1	+
Ajuga genevensis	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1
Alyssum mont. ssp. brymii	0	0	0	0	1	1	1	0	+	0	+	0	5	5	5	+	0	1	1	0	+	1	+
Anemone sylvestris	+	0	0	+	1	0	0	+	+	0	0	1	1	+	1	0	0	+	+	0	0	0	+
Anthyllis vulneraria	+	+	0	1	0	0	0	0	0	+	+	1	0	+	1	1	+	+	+	1	+	+	0
Arenaria micradena	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	1	1	+	0	0	0	+	0	0	0	+
Asperula cynanchica	+	0	0	+	+	1	+	0	0	1	+	+	+	1	1	1	+	+	+	+	+	+	0
Aster amellus	5	1	1	1	5	5	1	+	1	+	+	5	1	5	1	1	+	+	+	1	+	1	+
Aster linosyris	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	+	+	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Astragalus glycyphyllos	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Betonica officinalis	0	0	0	0	0	0	+	0	5	1	+	0	0	0	0	1	10	0	0	+	+	0	0
Bupleurum falcatum	+	0	0	0	+	0	0	+	+	1	0	0	0	+	0	+	+	0	0	+	+	+	0
Campanula bononiensis	0	+	0	0	0	+	+	0	+	+	0	0	0	0	0	+	0	0	0	+	0	0	0
Campanula glomerata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0
Campanula sibirica ssp. div. f.	+	+	0	+	1	+	1	+	+	+	1	+	1	1	1	+	0	+	+	+	0	+	+

Faj	Sz a1	Sz a2	Sz a3	Sz a4	Sz k1	Sz k2	Sz k3	Sz f1	Sz f2	Sz ek1	Sz ek2	Sz ek3	Sz l1	Sz l2	20k 1	20k 2	20k 3	Ddt f1	Dt f2	Dt a1	Dt a2	Vt St1	Vt St2
<i>Centaurea sadleriana</i>	1	1	0	0	1	0	1	1	1	0	+	0	5	1	1	0	1	+	0	0	0	0	1
<i>Centaurea scabiosa-spinulosa</i>	1	5	1	5	5	1	5	1	5	1	5	5	1	1	0	1	5	1	1	1	+	1	1
<i>Centaurea triumphetti</i>	0	0	0	0	+	0	0	+	0	0	+	0	+	+	+	+	+	+	0	0	0	0	+
<i>Cirsium pannonicum</i>	5	1	1	+	1	+	1	5	1	1	5	5	5	10	1	5	1	+	+	0	+	+	0
<i>Chrysanthemum corymbosum</i>	1	+	0	0	0	0	0	+	+	+	+	0	+	0	0	+	1	0	0	0	0	0	0
<i>Chrysanthemum leucanthem.</i>	+	0	+	0	0	0	0	0	0	1	+	1	0	+	+	1	+	0	0	+	1	0	0
<i>Clematis recta</i>	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Clinopodium vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	+	0	0
<i>Coronilla varia</i>	0	0	5	+	+	0	0	1	5	1	+	+	1	+	0	+	1	0	0	0	0	0	0
<i>Crepis pannonica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cruciata pedemontana</i>	0	+	0	0	0	0	0	+	0	0	+	+	0	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0
<i>Cytisus (Chamaecyt.) albus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cytisus (Ch.) austriacus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cytisus (Lembotr.) nigricans</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Cytisus procumbens</i>	1	0	+	0	1	1	+	0	0	+	5	1	1	5	1	1	+	0	+	1	1	1	0
<i>Dianthus g. ssp. pontederae</i>	+	+	0	0	+	+	+	1	+	+	0	+	+	+	+	+	+	0	0	+	0	+	+
<i>Digitalis grandiflora</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dorycnium germanicum</i>	1	0	0	5	1	1	0	1	1		1	1	1	1	1	1	+	1	5	+	1	5	1
<i>Echium russicum</i>	+	0	+	0	0	0	0	+	1	1	+	1	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Echium vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Falcaria vulgaris</i>	0	0	+	0	0	0	0	+	+	+	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Filipendula vulgaris</i>	1	+	+	0	0	+	0	1	1	5	5	1	0	+	+	1	1	0	0	1	+	+	0
<i>Fragaria viridis</i>	1	+	0	1	0	0	1	+	1	1	1	1	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0
<i>Galium glaucum</i>	0	0	+	0	0	0	0	0	0	+	0	0	1	+	1	0	0	+	0	0	0	0	+
<i>Galium verum</i>	+	1	0	+	+	0	1	0	0	+	1	1	0	0	0	1	1	0	0	1	+	0	+
<i>Genista tinctoria</i>	1	+	0	1	+	1	+	+	+	1	+	+	1	1	1	1	+	+	+	+	1	+	+
<i>Gentiana cruciata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0	0	0	+	0	0
<i>Gentianella livonica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Geranium sanguineum</i>	1	0	0	+	0	0	0	1	+	0	0	1	1	0	+	0	1	0	0	0	0	+	0
<i>Globularia punctata</i>	0	0	0	0	+	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	5	1	0	+	1	1
<i>Helianthemum ovatum</i>	+	0	+	+	+	+	0	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	0	+	+
<i>Hippocrepis comosa</i>	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	+	0	1	1	1	+	+	1	1	0	0	1	+
<i>Hypericum perforatum</i>	+	0	0	0	0	0	0	0	+	0	+	1	0	0	0	+	+	0	0	0	+	0	0
<i>Hypochoeris maculata</i>	+	0	+	1	0	0	0	+	1	+	1	+	+	+	+	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Inula hirta</i>	5	5	5	1	1	0	0	1	5	5	10	10	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Inula ensifolia</i>	0	10	15	15	20	25	20	0	0	0	0	1	10	5	1	0	0	0	1	0	0	1	+
<i>Inula salicina</i>	1	0	5	0	0	0	0	1	1	0	5	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Jurinea mollis</i>	0	0	0	+	1	+	0	0	0	0	0	+	1	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Knautia arvensis</i>	+	+	0	+	0	0	+	0	0	+	0	+	0	+	+	+	+	0	+	+	0	0	0
<i>Lathyrus latifolius</i>	1	0	+	1	0	1	+	1	1	0	1	0	0	1	+	1	0	0	+	+	0	+	0
<i>Lathyrus pannonicus</i>	0	0	0	0	+	+	0	0	0	+	+	0	1	+	+	0	0	0	0	0	+	0	0
<i>Leontodon hispidus</i>	0	+	0	0	0	0	0	0	0	+	+	+	0	0	+	+	+	0	0	0	0	0	0
<i>Libanotis pyrenaica</i>	+	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	+	0	0	+	0	0	0	0	0	0
<i>Linaria genistifolia</i>	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Linum catharticum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0	1	+	+	0	0	+
<i>Linum flavum</i>	+	0	0	+	0	0	0	+	0	+	0	1	+	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Linum hirsutum</i>	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	+	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Linum tenuifolium</i>	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	+	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lotus corniculatus</i>	+	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Medicago falcata</i>	0	0	0	+	0	0	0	+	+	0	0	+	+	+	+	+	0	0	+	0	0	0	0
<i>Medicago lupulina</i>	+	0	+	0	+	0	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Melampyrum arvense</i>	0	0	0	1	1	0	+	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Melampyrum nemorosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0
<i>Melittis grandiflora</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nonnea pulla</i>	0	0	+	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Onobrychis arenaria</i>	0	0	0	0	1	1	+	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Origanum vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	1	0	0	+	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0
<i>Peucedanum alsaticum</i>	+	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Peucedanum cervaria</i>	5	5	5	10	15	10	15	5	15	1	5	5	10	5	+	1	1	+	1	+	+	0	+

Faj	Sz a1	Sz a2	Sz a3	Sz a4	Sz k1	Sz k2	Sz k3	Sz f1	Sz f2	Sz ek1	Sz ek2	Sz ek3	Sz I1	Sz I2	20k 1	20k 2	20k 3	Ddt f1	Dt f2	Dt a1	Dt a2	Vt St1	Vt St2
Pimpinella saxifraga	+	0	0	+	0	+	0	0	+	0	+	0	0	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0
Plantago media	+	1	+	+	0	+	+	+	0	+	+	1	+	0	0	+	+	0	0	+	0	0	0
Polygala comosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	+	+	0	0	+	+	+	+
Polygala maior	0	+	5	0	+	0	+	0	1	+	1	+	1	1	+	1	+	0	0	1	+	+	0
Potentilla alba	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	+	0	0	0	+	+	0	0	0	+	0	0
Potentilla arenaria	0	+	0	0	5	1	+	0	1	1	+	0	5	5	5	+	0	5	1	0	0	1	+
Potentilla recta	0	0	0	0	0	0	+	0	+	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0
Prunella grandiflora	0	0	+	0	1	+	0	1	+	0	1	+	1	+	1	1	+	0	0	0	+	1	0
Prunella laciniata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	+	+	1	0	+	1	0	0	0
Prunus fruticosa	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Prunus spinosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0
Pulmonaria officinalis	+	0	+	0	0	0	0	+	+	0	+	0	0	0	0	+	+	0	0	0	+	0	0
Pulsatilla grandis	15	10	10	20	15	10	20	1	1	1	1	5	1	1	1	+	+	+	+	0	+	1	+
Pyrus piraster	+	0	0	0	0	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Quercus petraea	+	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0
Quercus pubesc.-virgiliana	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ranunculus acer	0	+	0	0	0	0	0	0	+	+	+	0	0	0	0	+	+	0	0	+	+	0	0
Ranunculus cassubicus	+	0	0	0	0	0	0	+	+	0	+	0	0	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0
Rhinanthus minor	+	0	0	0	0	0	1	+	0	0	+	+	+	0	0	+	+	0	0	0	+	0	0
Rosa canina	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0
Rosa pimpinellifolia	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rumex acetosa	+	0	+	0	0	0	0	0	+	0	1	0	0	0	0	+	+	0	0	+	+	0	0
Salvia pratensis	1	+	+	1	0	0	+	1	+	1	1	+	0	1	+	1	1	+	0	1	+	+	0
Salvia verticillata	+	0	+	0	+	0	0	0	+	+	1	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0
Sanguisorba minor	0	0	+	0	1	5	1	1	0	+	+	1	1	1	+	0	+	+	0	0	0	+	+
Scabiosa ochroleuca	0	+	0	0	+	0	+	0	+	+	0	+	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0
Scorzonera purpurea	+	0	0	0	+	0	0	+	+	+	0	0	+	+	0	+	+	0	+	+	0	+	0
Selinum carvifolia	0	+	0	0	0	0	0	0	+	0	+	0	0	0	+	+	+	0	0	0	0	0	0
Senecio integrifolius	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	+	0	0
Seseli osseum	0	0	+	0	1	+	+	0	0	0	0	0	1	5	+	0	0	+	0	0	0	+	+
Silene cucubalus	+	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Silene nutans	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	1	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0
Silene otites	0	0	+	0	1	+	0	0	1	0	+	0	1	+	0	0	0	0	+	0	0	0	0
Solidago virga-aurea	+	0	+	1	0	+	0	+	+	+	1	+	0	0	0	+	+	0	0	0	+	0	0
Sorbus aria agg.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0
Sorbus torminalis	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stachys recta	+	+	0	+	+	0	+	+	0	1	+	+	+	1	+	+	0	0	0	+	+	0	+
Taraxacum officinale agg.	0	+	0	0	0	0	0	0	+	+	+	0	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0
Teucrium chamaedrys	1	0	+	0	0	0	1	1	+	1	0	1	0	1	1	+	+	1	1	0	+	1	0
Teucrium montanum	0	0	0	0	1	+	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	5	0	0	+	1
Thesium linophyllum	+	1	0	+	1	+	0	+	+	+	+	+	+	+	+	0	1	+	+	0	0	0	0
Thymus kosteleckianus	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	1	0	1	1	1	1	0	1	+	1	0	0	1
Thymus marschallianus	0	0	1	0	0	0	1	1	1	5	1	1	0	1	0	+	1	0	0	0	1	1	1
Trifolium alpestre	0	0	0	0	+	+	0	0	0	+	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0
Trifolium montanum	0	1	+	0	+	0	0	1	+	1	+	0	+	0	+	1	+	0	0	+	+	0	+
Trifolium rubens	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Urtica dioica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0
Valeriana officinalis	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Veronica chamaedrys	+	0	0	1	0	+	0	0	+	0	1	1	0	1	0	1	+	0	0	0	+	0	0
Veronica prostrata	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Veronica spicata	1	1	+		1	1	+	1	+	1	+	1	+	0	+	+	1	+	+	1	+	+	+
Veronica teucrium	+	0	0	0	0	0	0	1	+	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
Viola hirta	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Viola sylvestris	+	0	+	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0
Vinca herbacea	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vincetoxicum hirundinaria	0	+	0	0	0	+	0	1	0	1	0	0	0	1	+	+	0	0	+	0	0	+	0

Jelmagyarázat:

- Sz a1, Sz a2, Sz a3, Sz a4: Jósvalfő, Szőlő-hegy, alsó szint, magasfűvű félszáraz gyepek, erősen szegélyesedett, sok *Inula* sarjteleppel; a mészkő terra rosszával borított, DNy-i expozíció
- Sz k1, Sz k2, Sz k3: Jósvalfő, Szőlő-hegy, középső szint, sekély talajú, törmelékes (Szinpetri fácies), gyengébb borítású gyepek, *Inula ensifolia* domináns, D-i expozíció, gerinchelyzet
- Sz f1, Sz f2: Jósvalfő, Szőlő-hegy, felső szint, erősen szegélyesedett gyepek, erdőszegélyen, DNy-i expozíció
- Sz ek1, Sz ek2, Sz ek3: Jósvalfő, Szőlő-hegy, felső szint, volt erdészeti kaszáló, jelenleg erősen szegélyesedett, sok *Inula* sarjtelep és magaskórós, a mészkő terra rosszával borított, gyenge D-i expozíció
- Sz l1, Sz l2: Jósvalfő, Szőlő-hegy, törmelékes, sekély talajú oldalgerinc (Szinpetri fácies), sok *Iris pumila* sarjteleppel, DNy-i kitettség
- 20k 1, 20k 2, 20k 3: Jósvalfő: Haragistya-fennsík, nagy töbör a BR magterületen, a 20-as határkőnél, D-i kitettségben, a töbör peremétől a töbör alja felé haladva
- Ddt f1, Ddt f2: Jósvalfő: Luzsok, felső töbörperem („Dénes-töbör”), *Poa badensis*-es, *Globularia*-s, rövidfűvű dolomitgyep, enyhe DNy-i kitettségben
- Ddt a1, Ddt a2: Jósvalfő: Luzsok, töbörlejtő („Dénes-töbör”), közepes magasságban, magasfűvű félszáraz gyepek *Polygala maiorral*, Ny-i kitettség
- V St1, V St2: Jósvalfő, Verőtető, dolomitfennsík, *Stipa joannis* gyeppel, enyhe D-i kitettségben
- Valamennyi felvétel: V. Sipos Julianna és Varga Zoltán, 1997. június 3–10. és augusztus 5–12. között.

Félszáraz és szekunder gyepek ökológiai és cönológiai viszonyai a Hortobágyon

1998. évi vizsgálatainkat részben a korábbi helyszíneken folytattuk (Aggteleki-karszt félszáraz gyepei és parlagföldjei), részben kiterjesztettük további gyepterületekre (Debrecen környéki és Tisza-völgyi homoki és szekunder gyepek), illetve összegeztük korábban végzett vizsgálataink eredményeit (sziki és löszgyepek a Hortobágyon). Vizsgálataink helyszínei és céljai az alábbiak voltak:

- Az 1992-ben elkezdett tartós-kvadrátos vizsgálatok folytatása a Szilicei-fennsík Aggtelek és Jósvafő községhatárához tartozó területein, illetve a jósvafői Szőlőhegyen; a vegetációstruktúra és a talaj-gyep szinti ízeltlábú-közösségek állapotváltozásai. Tovább folytattuk az Aggteleki-karszt félszáraz és száraz gyepei *Orthoptera* együtteseinek kvantitatív vizsgálatát. Ennek eredményeként 5 éves adatsor áll rendelkezésre, amelynek a segítségével nemcsak az egyes gyeptípusok egyenesszárný-együtteseiri írhatók le, hanem azok változásai is nyomon követhetők. Párhuzamosan megkezdődött az *Orthoptera* együttesek kompozicionális viszonyainak vizsgálata a mikroklíma függvényében.
- A Nyírség déli és nyugati peremvidékeinek gyepei (Hajdúbagos, Hajdúhadház-Liget, Tóció-völgy); a gyepek állapotfelmérése, egyenesszárný- (*Orthoptera*) közösségek vizsgálata.
- A Tisza-völgy humid gyepeinek *Orthoptera* együtteseiei; állapotindikációs értékük. Új vizsgálati irányként indult a Tisza-völgyi mezo- és higrofil gyepek *Orthoptera* együtteseinek összehasonlító vizsgálata, amelynek jelentőségét a faunisztikai eredményeken túl az adja, hogy hozzájárul a Tisza-völgy mint a Kárpát-medence egyik fontos faunafolyosójának ismeretéhez.
- A Hortobágy sziki és löszpusztai gyepeinek állapotváltozásai az 1980-as évek eleje óta.
- Regionális és edafikus különbségek löszpusztai és félszáraz gyepek florisztikai összetételében és rovar együtteseiben.

A Hortobágy sziki és löszpusztai gyepeinek állapotváltozásai

Vizsgálatainkat az alábbi területeken, illetve években végeztük:

1. Nyári-járás, 1981–94.
2. Mátá-Juhoshát 1981–83, illetve 1991–92.
3. Villongó, 1981–83, illetve 1991–92.
4. Zám, 1981–83, illetve 1991–92.

A legeltetett löszgyepben a konstans-szubkonstans fajok száma kisebb a legeltetetlen vagy kevésbé legeltetett gyepekhez képest (1981–83: Nyári-járás: 17 vs. 32, Mátá: 9 vs. 17, Villongó: 11 vs. 17, Zám: 16 vs. 27). Különösen nyilvánvaló a konstans fajok alacsony aránya a padkák hátain megmaradt, csekély kiterjedésű löszgyepszigeteken (Mátá, Villongó). A konstans-szubkonstans fajok száma bizonyos területeken (Villongó) az 1990-es évek elejére tovább csökkent (13 vs. 11), sőt csökkent az össz fajszám is (67-ről 48-ra). Ottani felvételeinkből 1992-ben már hiányoztak olyan tipikus, „jó” löszpusztai fajok, mint pl. az *Ajuga genevensis*, *Astragalus austriacus*, *Salvia austriaca*, *Stellaria graminea*, *Thalictrum minus*. A vizsgált valamennyi területen konstans marad: a *Festuca rupicola* (de a legelt területen dominanciája csökken), *Euphorbia cyparissias*, *Galium verum*; ezek mérsékelten vagy jól tűrik a legeltetést. Növekszik az *Agropyron repens* konstanciája, csökken a *Poa angustifolia* részesedése. Indifferens: az *Alopecurus pratensis*, *Cynodon dactylon*. Kétszikűek közül erősen csökken: a *Dianthus ponederae*, *Filipendula vulgaris* (eltűnik), *Fragaria collina*, *Thymus marschallianus*. A *Salvia nemorosa* mennyisége csak kissé csökken, főleg vegetatív állapotú. Ugyanez jellemző a jóval kisebb konstanciájú *Phlomis tuberosa*. A gyomnak tekinthető fajok közül a legeltetett területen kevesebb a *Carduus acanthoides*; az *Eryngium campestre* és *Ononis spinosa* indifferens, több viszont a *Cardaria draba* (nitrofilizáció). Bebizonyosodott, hogy a könnyen degradálódó löszpuszta-gyepek minden terheléssel szemben rendkívül érzékenyek. Ez a káros tényező adott esetben lehet helytelen kezelés is. A löszgyepek csak akkor maradhatnak meg kedvező állapotukban, ha a gyeptakaró zártsága biztosítva van. Minden olyan hatás, amely megbontja a löszpuszta-gyep záródását, káros. Ezért az olyan legeltetés, amikor a jóság huzamosan a gyepon tartózkodik, ott ürít, trágyáz, kérődzik vagy éjszakázik, illetve egyszerűen csak tartósan tapos, a gyep szempontjából biztosan káros. A löszhátak extenzív legeltetése csak olyan állatfajtaival végeztethető, amely nem rendelkezik a fenti káros hatásokra való fokozott hajlammal (mozgáshiány, összeverődés). Fontos az állatok megfelelő mozgatása, terelése is. A felesleges szerves anyag eltávolítása önmagában nem oldja meg a kérdést, mivel az ilyenkor keletkező növényzeti hézagok rögtön újraterületpülnek a talaj gyompropagulum-bankjából. Ezért a szelektív gyomirtást és a gyomtalanító kaszálást kombináltan kell alkalmazni.

Beigazolódott, hogy a szikes pusztai gyepek, a löszgyepekkel szemben jóval stabilabbak. A csenkeszes gyepekben számottevő változási tendenciákat nem állapítottunk meg. A mézpázsit a vizsgálati időszakban terjedőképesnek bizonyult, helyenként a csenkeszes gyepekbe behatolt, illetve fontosnak bizonyult a vakszikfoltok eltűnésében, befűvesedésében játszott szerepe.

Szintén tovább folyt a Hortobágyi Nemzeti Park szikes pusztai gyepeiben élő *Orthoptera* együttesek vizsgálata abból a célból, hogy a különböző módon zavart (kaszált, járt, legeltetett) gyepekben milyen változások monitorozhatók az egyenesszárnnyúak együtteseinek változásai alapján.

Regionális és edafikus különbségek löszpusztai és félszáraz gyepek florisztikai összetételében és rovar együtteseiben

A löszgyepek: növényzet- és rovar együttesek

A nagy-alföldi csernozjom típusú talajok kiterjedéséből arra következtethetünk, hogy a sztyeppvegetáció is nagy kiterjedésű, zonális jellegű lehetett. E talajok tápanyaggazdagok és kedvező vízháztartásúak, ezért természetes vegetációjuk is magas produktivitású, jelentős florisztikai, kompozicionális és strukturális diverzitású. A fajgazdagság mellett szembeötlő a gyepek többszintűsége és életforma-változatossága. A fajok zöme erős kompetitor, és jelentős a klonális, „falanx” típusú életformák aránya is. Utóbbi a térstruktúra foltozottságát okozza, ennek zoogén összetevői is vannak (rágcsáló-perturbancia). Sok a konstans faj, számuk csökkenése a degradációt jelzi. Löszgyepeink cönológiailag, regionális florisztikai különbségektől eltekintve a „Porta Hungarica”-tól az Erdélyi-medencéig és a Bánságig alapvetően egységesek; egyetlen főasszociációhoz tartoznak (*Salvio-Festucetum*), szukcessziós kapcsolataik lineárisak. A jelen kutatások feladata a termőhelyi sajátosságok és a regionális karakterfajok alapján történő differenciálás lehetőségeinek vizsgálata lehet. Erre a lehetőségre az edafikus viszonyokból, illetve a tájféldrajzi helyzetből következtethetünk. Míg a Duna-jobbparti (Paks, Mezőföld) üledékek tipikus löszök, magas CaCO_3 -tartalommal és a zavartalan, autochton diagenézisükből következő vertikális porozitással, addig a nagy-alföldiek „Alföld”-löszök, mészszegények, szedimentációjuk és diagenézisük zömmel ártéri vagy időszakosan vízjárta területen zajlott, gyakran áthalmozódtak, vertikális szerkezetük sem tipikus. A dunántúli löszterületek szoros területi kapcsolatban állnak a Dunántúli-középhegység dombsági övezetével, illetve a fajgazdag, szubmediterrán hatású „ősmátrai” erdőssztyepp-vegetációval. A Tiszától keletre fekvő löszterületeket eredetileg nagy kiterjedésű árterek választották el az Északi-középhegység déli lejtőitől, tehát a szubmediterrán hatások alig érvényesülhettek, annál inkább a medencehelyzetből következő kontinenta-

litás. Ezért a mezőföldi löszök gazdagabbak reliktum sztyeppelemekben (*Astragalus dasyanthus*, *Crambe tataria*, *Nepeta parviflora*), de a félszáraz gyepekre jellemző szubmediterrán fajokban is (*Centaurea sadleriana*, *Linum flavum*, *L. hirsutum*, *Polygala major*, *Prunella laciniata*, *Veronica austriaca*). A Tiszai-Alföld löszgyepei délkeleten a leggazdagabbak, regionális karakterfajaik (*Ajuga laxmannii*, *Anchusa barbellieri*, *Linaria angustifolia*, *Vinca herbacea*, *Viola ambigua*, *Sternbergia colchiciflora*) mellett számottevőek az Erdélyi-medencével fennálló florisztikai kapcsolataik (*Adonis transsylvanicus*, *Salvia nutans*). A Közép-Tisza-vidék (pl. Hortobágy) löszgyepei fajszerge-nyebbek.

A löszgyepek egyenesszárnyú-együtteseire a viszonylagos fajgazdagság mellett az egyenletes *Tettigonoidea*-*Acridoidea* arány (karakterfajok: *Bicolorana bicolor*, *Gampsocleis glabra*, *Platycleis affinis*, *Tessellana vittata*, illetve *Dirshius haemorrhoidalis*, *Glyptobothrus biguttulus*, *G. brunneus*, *Stenobothrus crassipes*), továbbá a *chortobiont*, illetve *chorto-thamnobiont* fajok dominanciája jellemző. E rovarcsoport nem mutatkozik érzékenynek sem a finomabb talajkémiai eltérésekre, sem az eltérő földrajzi helyzettel összefüggő tényezőkre. Így a Tiszai-Alföld löszgyepeinek egyenesszárnyú-együtteseivel egyezőek még a Hernád-völgy löszgyepszigeteinek, sőt a magasfűvű, magaskórós kétszíkűekben gazdag sziki erdőssztyeppréteknek (*Peucedano-Asteretum*) az egyenesszárnyú-közösségei is. Utóbbiak a *thamnobiont* életforma jelentősebb arányában mutatnak némi eltérést. Ezzel szemben a Nyír-ség löszös homokjainak *Orthoptera*-közösségei döntően homoki jellegűek, mind faji összetételben, mind pedig az életformatípusok arányában.

Más képet mutatnak az alföldi löszgyepeink fajszerge-ny nappali lepke (*Papilionoidea*) együttesei. Ez még azokra a gyepekre is igaz, amelyek éjjeli aktivitású csoportjai (pl. bagolylepkék, *Microlepidoptera* családok) fajgazdagok (pl. a sziki erdőssztyepp-rétek). Magyarazatként kínálkozik, hogy e gyepek foltjai már túl kicsiny kiterjedésűek és túlságosan izoláltak ahhoz, hogy nagyobb térigényű állatcsoportok fajgazdag együtteseit őrizhessék meg, illetve a metapopulációs struktúrák fennmaradásához szükséges úratelepülési feltételek sincsenek már meg, valamennyi folt inkább „süllyesztőként” működik. Ezt az is igazolja, hogy fajállományuk szinte kizárólag nagy vándorló-képességű, kultúrákövető generalistákból áll.

Domsági-alacsony középhegységi félszáraz gyepek

A szubmediterrán jellegű száraz-félszáraz gyepek (*Brometalia erecti*) Délkelet-Közép-Európa megfelelő klímatartományaiban széles körben elterjedtek. A szubatlanti-szubmediterrán *Bromion erecti* társulásai a Pannonicumnak csak egyes, nyugati-északnyugati peremterületeire jellemzőek, ugyanakkor a pontuszi-pannoniai jellegű *Cirsio-Brachypodion* és *Danthonio-Stipion tirsae* társulások széles körben elterjedtek, főként a Dunántúli- és az Északi-közép-

hegység kollin-szubmontán övezetében. E társulások genezisének és cönológiai tagolódásának megítélésében továbbra is sok a hiány és a nyitott kérdés, bár florisztikai gazdagságuk és természetvédelmi jelentőségük miatt egyre több munka foglalkozik velük. Legtöbbjük irtáseredetű. Kompozíciójukat, struktúrájukat a hagyományos használat (nyári egyszeri kaszálás) stabilizálta. Ezzel függ össze az a tény is, hogy a kaszált aljú szórványgyümölcsösök („*Obststreuweisen*”) alatt is rendszerint félszáraz gyepeket találunk. Florisztikai összetételükön is gyakran „átüt” az eredeti erdőtársulás (pl. az Aggteleki-karszton az az „előzmény”, hogy sekély termőrétegű gyertyános-tölgyes vagy melegkedvelő tölgyes helyén alakultak-e ki). Ezért bennük nemcsak a csoport-karakterfajok (*Alyssum montanum ssp. brymii*, *Cirsium pannonicum*, *Hypochoeris maculata*, *Linum flavum*, *L. tenuifolium*, *Polygala major*, *Danthonia alpina*) és a szárazgyep- (*Festucetalia valesiaceae*) fajok (*Adonis vernalis*, *Aster linosyris*, *Dianthus pontederæae*, *Echium maculatum*, *Hippocrepis comosa*, *Lathyrus pannonicus ssp. collinus*, *Nonnea pulla*, *Pulsatilla grandis*, *Stipa joannis* stb.) vannak jelen, hanem a felnyíló xerotherm tölgyesek (*Quercetalia pubescentis-petraeae*, főleg *Aceri tatarici-Quercion*) és szegélyeik („*Trifolio-Geranietaea*”) erdőssztyepp („*WS*”) fajai is. A korábbi használat felhagyásakor a beerdősödés-becserjésedés gyakran csak nagyon vontatottan halad, helyette a *Brachypodium pinnatum* és más sarjtelepképző gypalkotók, illetve klonális életformájú (pl. *Chamaecytisus albus*, *Dorycnium germanicum*, *Geranium sanguineum*, *Inula ensifolia*, *I. hirta*, *I. salicina*, *Lembotropis nigricans*, *Prunella grandiflora*, *Teucrium chamaedrys*, *T. montanum*, *Trifolium alpestre*) és magaskórós termetű kétszikűek (pl. *Aster amellus*, *A. linosyris*, *Campanula bononiensis*, *C. cervicaria*, *C. sibirica*, *Centaurea sadleriana*, *C. spinulosa*, *Cirsium pannonicum*, *Echium russicum*, *Jurinea mollis*, *Linum flavum*, *L. hirsutum*, *Libanotis pyrenaica*, *Peucedanum cervaria*, *P. alsaticum*, *Seseli osseum*) változatos összetételű és dinamikájú mozaikjai jönnek létre, ami az ún. „szegélyesedés” (*Versaumung*) folyamatának felel meg. Az Aggteleki-karszton a vázталajokon (pl. dolomitkibúvások, sziklás letörések) ritkább sztyeppfajok (*Dracocephalum austriacum*), illetve dolomitjelző fajok (*Anacamptis pyramidalis*, *Cytisus procumbens*, *Globularia punctata*, *Poa badensis*) jelennek meg, a töbrök hóolvadék-lefolyás által kilúgzott peremein, oldalain még talajsavanyúság-indikátorok is találhatóak. (*Antennaria dioica*, *Hieracium pilosella* agg., *Luzula campestris*). Ezáltal az innen közölt szintetikus tabella a nagy fajgazdagság mellett a különböző cönológiai besorolású fajok egyenletes eloszlását is mutatja: *Cirsio-Brachypodium*, illetve *Brometalia* fajok: 32 faj; *Festucion valesiaceae* fajok: 26 faj; *Stipo-Festucetalia pallentis* fajok: 15 faj; *Festuco-Brometalia* fajok: 38 faj; *Geranion sanguinei* és *Aceri-Quercion* („*WS*”) fajok: 50 faj.

Strukturális változatosságuk összefügg az *Orthoptera* együttesek nagy faj- és életforma-diverzitásával. Az Aggteleki-karszton a magaskórós két-

szikűekben gazdag gyepekre jellemző a *thamnobiont* életforma jelentős részese-
sedése (*Phaneroptera falcata*, *Ph. nana*, *Poecilimon fussi*, *Leptophyes albo-*
vittata, *Ephippigera ephippigera*, *Oecanthus pellucens*); mellettük több
ragadozó *chorto-thamnobiont* és *chortobiont* is előfordul (*Gampsocleis*
glabra, *Pholidoptera fallax*, *Rhacocleis germanica*, *Pachytrachis gracilis*, *Saga*
pedo). A magas platókon más *chorto-thamnobiont*ok (*Pholidoptera transsyl-*
vanica, *Tettigonia cantans*), illetve *chortobiont*ok vannak (*Isophya kraussi*, *I.*
modestior stysi, *Metrioptera brachyptera*, *Roeseliana roeseli*). A magasabb
platósínt félszáraz gyepei két csoportra tagolódnak: a szárazgyep jellegűe-
ket a *Stenobothrus crassipes* dominanciája jellemzi, a félszáraz-mezofil
jellegűekben az *Euthysthira brachyptera* dominál; a szubendemikus *Pseudo-*
*podisma nagy*i szubdomináns. A felnyíló rövidfüvű gyepek a legváltozatosab-
bak: itt a xero-thermophil *Tettigonoideak* (*Saga pedo*: reliktum jellegű
ponto-kaszi faunaelem) mellett biogeográfiailag jelentős *chorto*-, illetve
*chorto-geobiont*ok (dél-szibériai, ún. „Angara” fajok, pl.: *Arcyptera fusca*,
Stauroderus scalaris, *Stenobothrus eurasius*), illetve *geo-chortobiont*ok
(*Paracaloptenus caloptenoides*, *Psophus stridulus*) vannak. A faunaelemek
spektruma is diverz: csak ezekben a gyepekben fordulnak elő xeromontán
(*Paracaloptenus caloptenoides*), szubendemikus (*Pseudopodisma nagy*i) és
dacikus (*Leptophyes discoidalis*, *Isophya modestior stysi*, *Pholidoptera*
transsylvanica) elemek. A félszáraz gyepek lepkeegyüttese is igen fajgazda-
gok. Ez több tényezőre vezethető vissza. Jelentős a félszáraz gyepek területi
kiterjedése, amely a parlagok gypesedésével sokfelé növekvő. A szegélyese-
dett gyepek jellemző fajai között számosnak az életmenetéhez tartozik a
létesülő-megszűnő gyepek folyamatos újrakolonizálása, illetve az ezzel
együtt járó metapopulációs struktúra (pl. *Colias* fajok, *Melitaea* és *Mellicta*
fajok). Fontos tényező a félszáraz gyepek fajgazdagsága azokban a növény-
családokban (*Fabaceae*, *Apiaceae*, *Scrophulariaceae*, *Campanulaceae*,
Asteraceae), amelyek lárvális tápnövényként (pl. *Coronilla*, *Medicago*, *Lathy-*
rus, *Onobrychis*: *Lycaenidae*, *Zygaenidae*; *Verbascum*, *Campanula*, *Aster*:
Noctuidae-Cucullia spp.) vagy mint az imágók nektárforrásai (pl. *Thymus*,
Teucrium, *Inula*, *Centaurea* stb.) jelentősek. A több aspektusra tagolódó
hosszú virágzási időszak is fontos, különösen az, hogy még nyár végén-ősz
elején is számos nektárforrás van.

*

A fennálló részletkülönbségek ellenére megállapítható, hogy a fenti két
társulástípus az, amely mind florisztikailag, mind strukturálisan a legtöbb
kapcsolatot mutatja a magasfüvű, kétszikűekben gazdag rétsztyeppekkel
(*kräuterreiche Wiesensteppen*). Ez különösen vertikális profiljaik összeha-
sonlításakor válik nyilvánvalóvá. A magyarázatot abban látjuk, hogy mind a
lőszgyepek, mind a *Cirsio-Brachypodion* és *Danthonio-Stipion* gyepek egy-

értelműen *Aceri-Quercion* kontakttársulások (vö. „WS” fajokban való gazdagságuk!), előbbiek főként zonális, utóbbiak főként pedig intrazonális jelleggel. Ezért utóbbiak, bár genezisük alapján többnyire féltermészetesek, nagy diverzitású, jelentős komponensei a Pannonicum erdőssztyepp-mozaikjának, ezért természetvédelmi prioritásuk is elsőrangú.

A témában megjelent közlemények

- Nagy B. – Rácz I. – Varga Z.: Orthopteroid insect fauna of the Aggtelek National Park. In Mahunka S. (ed.): *The Fauna of the Aggtelek National Park*. Budapest, 1999, MTM.
- V. Sipos J.: Állapotváltozások a Hortobágyi Nemzeti Park löszgyepeiben (1981–1994). II. *Flóra- és vegetációkutató konferencia*, Felsőtárkány, 1998, poszter.
- V. Sipos J. – Varga Z.: Az Aggteleki-karszt félszáraz gyepeinek (*Cirsio pannonicae-Brachypodium pinnati*) fitocönológiai jellemzése. II. *Flóra- és vegetációkutató konferencia*, Felsőtárkány, 1998, poszter.
- Rácz I. A.: Life form spectra of Orthoptera Fauna in Alkaline Grasslands. *Tiscia*, 1998.
- Rácz I. A.: Tiszabercel Biomonitoring Pilot Project – Quantitative Orthopterological Research. *Tiscia*, 1998.
- Varga Z.: Steppe-like Grasslands in Hungary: Conservation and Sustainable Use. Ecological Aspects of Grassland Management. *Proceedings of the 17th EGF Meeting*, 1988, 299–311.
- Varga Z.: Diversity of insects, threatened and protected species of Orthoptera and Lepidoptera in xerothermic grassland habitats of the Aggtelek Biosphere Reserve (NE Hungary). In Guziova, Z. – Slavikova, V. (eds.): *2. International Seminar for Managers of Biosphere Reserves of the EuroMab Network*, Stará Lesná (Slovakia), 23–27 September 1996, 77–93.
- Nagy A.: *Antropogén terhelések hatása a Tócsó-völgy Orthoptera együtteseire*. TDK pályamunka, Debrecen, 1997.
- Petruska I. – Nagy A.: *Alföldi higrofil gyepek összehasonlító vizsgálata Orthoptera együtteseik alapján*. TDK pályamunka, Debrecen, 1999.
- Szorosan csatlakozik ezekhez a vizsgálatokhoz a Szársomlyó-hegy, illetve a Villányi-hegység Orthoptera együtteseinek hasonló szempontú kvantitatív vizsgálata, amely a Mollusca faunára is kiterjed. Az e témában elkészült kéziratok:
- Sólymos P. – Nagy A.: *A mikroklíma hatása a Szársomlyó-hegy állatvilágának térbeli és időbeli mintázatára két állatcsoport példáján bemutatva (Mollusca, Orthoptera)*. TDK pályamunka, Debrecen, 1998.
- Sólymos P. – Nagy A.: *Összehasonlító faunisztikai vizsgálatok a Villányi-hegységben*. TDK pályamunka, Debrecen, 1999.
- Nagy A. – Sólymos P.: *A klíma és az állományszerkezet hatása Orthoptera együttesek kompozicionális viszonyaira*. TDK pályamunka, Debrecen, 1999.

Függelék

Table 1.

Floristic composition of loess grasslands (*Salvia nemorosa*-*Festucetum rupicolae*) not grazed, Hortobágy area: Nyári-járás (1-6), Zám (7-12)

Species	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	N	K	A-D
<i>Festuca rupicola</i>	3	3	3	3	3	4	2	2	3	2	3	3	12	V	2-4
<i>Salvia nemorosa</i>	1	1	2	1	2	1	1	-	1	1	2	1	12	V	+ -2
<i>Euphorbia cyparissias</i>	+	-	1	1	+	+	1	+	1	1	+	+	11	V	+ -1
<i>Galium verum</i>	+	+	1	+	-	+	-	+	+	1	+	1	11	V	+ -1
<i>Poa angustifolia</i>	-	1	1	1	-	+	1	2	1	1	1	1	11	V	+ -2
<i>Dianthus pontederæ</i>	1	+	1	1	-	1	+	+	-	-	+	1	9	IV	+ -1
<i>Plantago lanceolata</i>	+	-	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	9	IV	+
<i>Thymus marschallianus</i>	+	-	1	1	+ -1	1	+	1	-	+	+ -1	-	9	IV	+ -1
<i>Convolvulus arvensis</i>	+	+	-	+	-	+	+	+	-	+	1	-	8	IV	+ -1
<i>Cynodon dactylon</i>	1	-	1	1	+	-	1	1	+	1	-	-	8	IV	+ -1
<i>Filipendula vulgaris</i>	-	+	+	1	-	+	1	1	+	-	-	+	8	IV	+ -1
<i>Fragaria collina</i>	+	+	-	+	1	1	-	-	1	1	1	-	8	IV	+ -1
<i>Lotus corniculatus</i>	+	+	+	-	+	-	+	+	-	+	-	+	8	IV	+
<i>Ononis spinosa</i>	1	-	+	+	-	1	+	-	+	1	-	+	8	IV	+ -1
<i>Achillea collina</i>	1	-	1	+	1	-	-	-	1	1	-	+	7	III	+ -1
<i>Agropyron repens</i>	2	1	-	-	-	1	2	1	1	-	1	-	7	III	1-2
<i>Koeleria cristata</i>	1	-	-	-	2	1	-	-	1	1	1	1	7	III	+ -2
<i>Phleum phleoides</i>	+	+	-	-	1	+	-	-	+	1	-	+	7	III	+ -1
<i>Trifolium repens</i>	-	+	+	+	+	-	-	-	+	+	-	+	7	III	+
<i>Alopecurus pratensis</i>	-	1	+	1	-	-	+	1	-	-	-	1	6	III	+ -1
<i>Cardaria draba</i>	1	-	-	+	-	1	-	+	1	-	-	+	6	III	+ -1
<i>Carduus acanthoides</i>	+	+	-	-	-	+	-	-	+	+	-	1	6	III	+ -1
<i>Eryngium campestre</i>	-	+	1	-	1	-	-	-	1	+	1	-	6	III	+ -1
<i>Ornithogalum gussonei</i>	+	+	-	+	1	-	+	-	-	-	+	-	6	III	+ -1
<i>Salvia austriaca</i>	1	-	-	+	1	-	+	-	1	1	-	-	6	III	+ -1
<i>Taraxacum laevigatum</i>	+	+	-	-	+	-	+	-	+	+	-	-	6	III	+
<i>Verbascum phoeniceum</i>	-	+	+	+	-	+	-	-	-	+	-	+	6	III	+
<i>Ajuga genevensis</i>	1	-	-	-	1	1	+	-	-	-	1	-	5	III	+ -1
<i>Hypericum perforatum</i>	-	-	+	-	+	-	+	-	+	+	-	-	5	III	+
<i>Medicago falcata</i>	+	-	-	-	+	+	-	+	+	-	-	-	5	III	+
<i>Phlomis tuberosa</i>	-	-	-	-	-	-	1	2	-	1	1	2	5	III	1-2
<i>Veronica prostrata</i>	1	-	-	1	1	-	1	+	-	-	-	-	5	III	+ -1
Number of species	24	18	18	21	20	20	20	16	22	23	16	19			

Further 46 species in 1-4 relevés.

Total number of species: 78

Cover of vegetation is usually over > 100% (overlapping!), no inclination, all relevés are of 16 m², June 1991 and 1992, J. Varga-Sipos - Z. Varga

(Table contains only the species which are present at least 41% of relevés.)

Table 2.

**Floristic composition of the loess grasslands
(*Salvia nemorosa*-*Festucetum rupicola*) of the Hortobágy area, grazed**

Species	1	2	3	4	5	6	7	8
	A-D	K	A-D	K	A-D	K	A-D	K
<i>Agropyron repens</i>	+-2	V	+-1	V	+-2	III	+-2	III
<i>Alopecurus pratensis</i>	+-1	III	+-2	II	+-1	II	+-2	II
<i>Cynodon dactylon</i>	+-1	IV	-	-	+-1	II	+-1	II
<i>Festuca rupicola</i>	1-3	V	1-3	V	1-3	V	2-3	V
<i>Koeleria cristata</i>	+-1	III	+	I	+-1	III	+-1	III
<i>Phleum phleoides</i>	+-1	II	-	-	+	I	+	III
<i>Poa angustifolia</i>	+-1	III	1	II	+-1	II	+	II
<i>Carex praecox</i>	-	-	-	-	+-1	II	+-1	III
<i>Iris spuria</i>	-	-	-	-	1-2	I	-	-
<i>Achillea collina</i>	+-1	II	+	I	+-1	IV	+-1	III
<i>Artemisia pontica</i>	-	-	-	-	1-2	III	+-1	I
<i>Carduus acanthoides</i>	+	II	+	III	+-1	II	+	III
<i>Convolvulus arvensis</i>	+-1	III	+-1	I	+	II	+-1	II
<i>Dianthus pontederæ</i>	+-1	II	-	-	+	I	+	II
<i>Eryngium campestre</i>	+-1	IV	1	I	+-1	IV	+-1	IV
<i>Euphorbia cyparissias</i>	+-2	V	+-2	III	+-1	IV	+-2	V
<i>Fragaria collina</i>	+	IV	+	-	+-1	IV	+-1	III
<i>Galium verum</i>	+-1	V	+-2	V	+-1	IV	+-1	IV
<i>Lepidium draba</i>	+-1	IV	1	II	+-1	III	+-1	IV
<i>Lotus corniculatus</i>	+	II	-	-	+	III	+	II
<i>Nonnea pulla</i>	-	-	-	-	+	III	+	I
<i>Ononis spinosa</i>	+-1	IV	+-1	II	+-1	IV	+-1	IV
<i>Phlomis tuberosa</i>	-	-	-	-	+	I	+-2	IV
<i>Plantago lanceolata</i>	+	III	+	I	+-1	IV	+	III
<i>Salvia nemorosa</i>	+-1	IV	+	II	+-1	IV	+-1	V
<i>Taraxacum laevigatum</i>	+	III	-	-	+	III	I	II
<i>Teucrium chamaedrys</i>	+-1	II	+-1	II	1	I	+-2	III
<i>Thymus marschallianus</i>	+-1	IV	+-1	III	+-2	IV	1-2	V
<i>Trifolium repens</i>	+	II	-	-	+-1	III	+	II
<i>Verbascum phoeniceum</i>	+	I	+	I	+	III	+	I
<i>Veronica prostrata</i>	+-1	II	-	-	1	II	+-1	III

Further 17 species in only one relevé

Total species number: 48

All relevés are of 16 m² extension, without inclination, grass cover over > 100% (overlapping); values in the 1,3,5, and 7 columns are the cover values (modified Braun-Blanquet scale), values in the 2,4,6 and 8 columns are the constancies of the species. June 1991 and 1992, J. Varga-Sipos - Z. Varga

(1-2: Nyári-járás, 3-4: Villongó, 5-6: Juhoshát, 7-8: Zám)

Table 3.

**Floristic composition of the alkali grassland
(*Achilleo-Festucetum pseudovinae*), Hortobágy area, grazed**

Species	1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Agropyron repens</i>	+-3	V	+-1	III	+-1	III	+-1	III
<i>Alopecurus pratensis</i>	+-1	IV	+	I	+	I	+-1	III
<i>Bromus mollis</i>	+-1	IV	+-2	V	+-1	II	+-2	IV
<i>Cynodon dactylon</i>	+-1	II	+-1	II	+-1	III	+-2	III
<i>Festuca pseudovina</i>	+-4	V	2-4	V	1-3	V	1-4	V
<i>Koeleria cristata</i>	+-2	III	+-2	IV	+-1	II	+-2	III
<i>Poa bulbosa</i> f. <i>vivipara</i>	+-1	II	+-1	IV	+-1	III	+-1	II
<i>Carex stenophylla</i>	+-2	III	+-1	III	+-1	II	+-1	II
<i>Achillea collina</i>	+-1	IV	+-1	II	+-1	III	+-1	III
<i>Achillea setacea</i>	1-2	V	2-3	V	2-3	V	1-3	V
<i>Artemisia pontica</i>	+-1	I	+-1	I	+-1	II	+-1	II
<i>Artemisia santonicum</i>	+-1	III	+-1	III	+-1	II	+	I
<i>Cerastium anomalum</i>	+-1	III	+-1	III	+	II	+	II
<i>Eryngium campestre</i>	+-1	II	+	II	+-I	III	+-1	III
<i>Euphorbia cyparissias</i>	+	I	+-1	II	+-1	II	+-1	II
<i>Fragaria collina</i>	+-1	II	+-1	II	+-1	I	+-2	III
<i>Galium verum</i>	-	-	+	I	+-1	III	+	I
<i>Gypsophila muralis</i>	+-1	IV	+	II	+-1	II	+-1	III
<i>Inula britannica</i>	+-2	III	+-1	II	+-1	II	+-1	II
<i>Limonium gmelini</i>	+	I	+-1	III	+-1	I	+-1	IV-
<i>Myosurus minimus</i>	+	II	-	-	+	II	-	-
<i>Ononis spinosa</i>	+-1	I	+-1	II	+-1	III	+-1	II
<i>Plantago lanceolata</i>	+-1	II	+-1	III	+-1	II	+-1	II
<i>Plantago maritima</i>	+-1	III	+-1	II	-	-	+-1	II
<i>Podospermum canum</i>	+-1	IV	+-1	II	+-1	III	+-1	III
<i>Potentilla reptans</i>	+-1	II	-	-	+-1	I	+-1	III
<i>Ranunculus pedatus</i>	+-1	I	+	I	+	I	+-1	II
<i>Scleranthus annuus</i>	+-1	I	+	I	+-1	III	+	I
<i>Thymus marschallianus</i>	+-1	I	+-1	II	+-1	III	+-1	II
Mosses	5%		5%		10%		5%	
Lichens	5%		5%		10%		-	

Further 12 species only in one relevé

Total number of species: 41

All relevés are of 16 m² extension, without inclination, grass cover over > 100% (overlapping); values in the 1,3,5, and 7 columns are the cover values (modified Braun-Blanquet scale), values in the 2,4,6 and 8 columns are the constancies of the species. June 1991 and 1992, J. Varga-Sipos - Z. Varga

(1-2: Nyári-járás, 3-4: Villongó, 5-6: Juhoshát, 7-8: Zám)

Table 4.

2 oldal

Floristic composition of the alkali grassland (*Artemisio-Festucetum pseudovinae*), Hortobágy area, grazed

Species	1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Bromus mollis</i>	+–1	II	+–2	IV	+–1	III	+–1	II
<i>Festuca pseudovina</i>	1–4	V	2–4	V	2–4	V	1–4	V
<i>Hordeum histrix</i>	+–1	III	+	I	+–1	II	+	I
<i>Poa bulbosa</i> f. <i>vivipara</i>	+–1	II	+–2	III	+–1	III	+	III
<i>Puccinellia limosa</i>	+–1	IV	+	II	+–1	III	+–1	II
<i>Carex stenophylla</i>	+–2	IV	+–2	V	+–1	III	+–1	IV
<i>Achillea setacea</i>	+–1	II	+–1	III	+–1	II	+–1	II
<i>Artemisia santonicum</i>	+–2	V	+–3	V	+–2	V	+–2	V
<i>Atriplex litoralis</i>	–	–	–	–	+	I	+–1	III
<i>Bupleurum tenuissimum</i>	+	II	+	II	+–1	III	+	I
<i>Camphorosma annua</i>	+–2	III	+–1	III	+–1	II	+–1	II
<i>Cerastium anomalum</i>	+–1	II	+–1	I	+–1	III	+–1	II
<i>Gysophila muralis</i>	+–1	V	+	III	+–1	II	+	I
<i>Limonium gmelini</i>	+	I	1–2	III	+–1	II	1–2	V
<i>Matricaria chamomilla</i>	+–2	IV	+	II	+–1	III	+–1	IV
<i>Plantago maritima</i>	+–1	III	+–1	II	+–1	III	+–1	III
<i>Plantago tenuiflora</i>	+	II	–	–	–	–	+–1	III
<i>Podospermum canum</i>	+–1	III	+–1	IV	+–1	III	+–1	IV
<i>Polygonum aviculare</i>	+–1	III	+	I	+–1	II	+	II
<i>Potentilla arenaria</i>	+	II	+–1	III	+–1	II	+–1	II
<i>Potentilla argentea</i>	+–1	II	+–1	II	+–1	III	+	I
<i>Ranunculus pedatus</i>	+–1	III	+	II	+–1	III	+	I
<i>Scleranthus annuus</i>	+–1	II	+	I	+–1	III	+	I
<i>Trifolium angulatum</i>	+–2	IV	+	I	+–1	II	+–1	IV
Mosses	5%		10%		10%		5%	
Lichens	5%		10%		10%		5%	

Further 13 species only in one relevé

Total number of species: 37

All relevés are of 16 m² extension, without inclination, grass cover over > 100% (overlapping); values in the 1,3,5, and 7 columns are the cover values (modified Braun-Blanquet scale), values in the 2,4,6 and 8 columns are the constancies of the species. June 1991 and 1992, J. Varga-Sipos – Z. Varga

(1–2: Nyári-járás, 3–4: Villongó, 5–6: Juhoshát, 7–8: Zám)

Table 5.

Comparison of loess grasslands of the eastern part of the Pannonian lowland

Kistompapuszta		Kistompapuszta		Hortobágy	
Molnár Zs. & al. 9 relevés N_{sp} = 100 In relevés N _{sp} = 29 – 47 Sp V = 11 Sp IV = 10		V. Sipos Julianna – Varga Z. 15 relevés N_{sp} = 112 In relevés N _{sp} = 29 – 49 Sp V = 6 Sp IV = 9		V. Sipos Julianna – Varga Z. 12 relevés N_{sp} = 78 In relevés N _{sp} = 21 – 33 Sp V = 5 Sp IV = 9	
Presency of species in relevés					
Festuca rupicola	9	Festuca rupicola	15	Festuca rupicola	12
Galium verum	9	Galium verum	15	Salvia nemorosa	12
Knautia arvensis	9	Thymus marschallianus	15	Euphorbia cyparissias	11
Plantago media	9	Agropyron repens	14	Galium verum	11
Centaurea spinulosa	8	Centaurea scab.-spin.	14	Poa angustifolia	11
Hieracium auriculoides	8	Salvia nemorosa	14	Plantago lanceolata	9
Poa angustifolia	8	Knautia arvensis	12	Dianthus pontederæ	9
Ranunculus polyanthemos	8	Plantago media	11	Thymus marschallianus	9
Salvia nemorosa	8	Hieracium sp.	10	Convulvulus arvensis	8
Scabiosa ochroleuca	8	Fragaria viridis	10	Cynodon dactylon	8
Viola ambigua	8	Euphorbia cyparissias	9	Filipendula vulgaris	8
Fragaria viridis	7	Teucrium chamaedrys	9	Fragaria viridis	8
Teucrium chamaedrys	7	Ornithogalum pyramidale	9	Lotus corniculatus	8
Achillea pannonica	6	Filipendula vulgaris	8	Ononis spinosa	8
Bromus inermis	6	Stachys recta	8	Achillea collina	7
Salvia austriaca	6	Poa angustifolia	7	Agropyron repens	7
Stachys recta	6	Verbascum phoeniceum	7	Koeleria cristata	7
Thymus marschallianus	6	Ajuga genevensis	6	Phleum phleoides	6
Verbascum phoeniceum	6	Eryngium campestre	6	Trifolium repens	6
Carex praecox	5	Hypericum perforatum	6	Alopecurus pratensis	6
Cruciata pedemontana	5	Myosotis stricta	6	Cardaria draba	6
Euphorbia cyparissias	5	Pimpinella saxifraga	6	Carduus acanthoides	6
Genista tinctoria	5	Rumex acetosa	6	Eryngium campestre	6
Myosotis stricta	5	Scabiosa ochroleuca	6	Salvia austriaca	6
Ornithogalum pyramidale	5	Stachys germanica	6	Verbascum phoeniceum	6
Floristically important loess grassland and forest-steppe species					
Anchusa barrelieri		Anchusa barrelieri		Astragalus austriacus	
Asperula cynanchica		Asperula cynanchica		Dianthus pontederæ	
Astragalus austriacus		Aster linosyris		Nonea pulla	
Linaria angustissima		Astragalus austriacus		Phlomis tuberosa	
Linum austriacum		Galium glaucum		Ranunculus polyanthemos	
Nonea pulla		Linaria angustissima		Silene otites	
Peucedanum alsaticum		Nonea pulla		Stipa capillata	
Phlomis tuberosa		Peucedanum alsaticum		Thalictrum minus	
Silene otites		Phlomis tuberosa		Veronica prostrata	
Sternbergia colchiciflora		Ranunculus polyanthemos			
Stipa capillata		Silene otites			
Taraxacum serotinum		Stipa capillata			
Thalictrum minus		Thalictrum minus			
Vinca herbacea		Vinca herbacea			
Vincetoxicum hirundinaria		Vincetoxicum hirundinaria			
Viola ambigua		Viola ambigua			

Table 6.

Species composition, frequency and life-form types of Orthoptera in the loess grasslands

Species	Frequency	Constancy	Type of area	Life-form type	Ecological preferences	
<i>Loess grasslands, Hernád-valley, N-exposition (Salvio nemorosae-Festucetum, with large polycormons of Inula hirta)</i>						
Platycleis affinis	3	IV	HM	chortobiont	X	E
Tessellana vittata	4	IV	PK	chortobiont	SX	S
Montana montana	2	III	SSib	chorto-geobiont	X	S
Bicolorana bicolor	4	V	SSib	chortobiont	SX	E
Decticus verrucivorus	2	II	EuSib	chortobiont	M	E
Chorthippus albomarginatus	1	I	Sib	chortobiont	MH	S
Chorthippus parallelus	2	II	Sib	chortobiont	M	E
Chorthippus dorsatus	3	III	SSib	chortobiont	M	E
Glyptobothrus brunneus	4	IV	EuSib	chorto-geobiont	SX	E
Glyptobothrus biguttulus	5	V	HM	chorto-geobiont	SX	E
Glyptobothrus mollis	1	II	SSib(?)	chortobiont	M	E
Glyptobothrus apricarius	1	I	Sib	chortobiont	M	S
Euchorthippus declivus	2	III	HM	chorto-geobiont	SX	E
Stenobothrus crassipes	5	V	PK	chorto-geobiont	SX	E
Stenobothrus nigromaculatus	2	II	SSib	chortobiont	SM	S
Dirshius haemorrhoidalis	3	II	SSib	chorto-geobiont	SX	E
Tetratetrix nutans	1	I	HMed	chortobiont	SM	E
<i>Loess grasslands, Hernád-valley, S-exposition (Salvio-Festucetum stipetosum capillatae)</i>						
Platycleis grisea	2	III	PM	chortobiont	X	S
Platycleis affinis	4	IV	HM	chortobiont	X	E
Tessellana vittata	3	III	PK	chortobiont	SX	S
Montana montana	3	II	SSib	chorto-geobiont	X	S
Bicolorana bicolor	2	II	SSib	chortobiont	SX	E
Gampsocleis glabra	2	II	PK	chorto-thamnobiont	SX	S
Decticus verrucivorus	1	I	EuSib	chortobiont	M	E
Chorthippus dorsatus	1	I	SSib	chortobiont	M	E
Glyptobothrus brunneus	3	IV	EuSib	chorto-geobiont	SX	E
Glyptobothrus biguttulus	5	IV	HM	chorto-geobiont	SX	E
Euchorthippus declivus	4	III	HM	chorto-geobiont	SX	E
Stenobothrus crassipes	5	V	PK	chorto-geobiont	SX	E
Stenobothrus nigromaculatus	2	III	SSib	chortobiont	SM	S
Dirshius haemorrhoidalis	2	II	SSib	chorto-geobiont	SX	E
Tettigonia caudata	accidentally		PK	chorto-thamnobiont	SX	E
<i>Loess grasslands, Hortobágy-region (Salvio nemorosae-Festucetum, typical, slightly degraded)</i>						
Platycleis affinis	2	II	HM	chortobiont	X	E
Tessellana vittata	3	IV	PK	chortobiont	SX	S
Bicolorana bicolor	2	II	SSib	chortobiont	SX	E
Roeseliana roeseli	1	I	ExEu	chortobiont	SH	S
Gampsocleis glabra	3	IV	PK	chorto-thamnobiont	SX	S
Decticus verrucivorus	2	II	EuSib	chortobiont	M	E
Conocephalus dorsalis	1	II	PK	chorto-thamnobiont	SH	S
Calliptamus italicus	2	II	EuSib	geo-chortobiont	SX	E

Species	Frequency	Constancy	Type of area	Life-form type	Ecological preferences	
Chorthippus albomarginatus	3	IV	Sib	chortobiont	SH	S
Chorthippus parallelus	3	IV	Sib	chortobiont	M	E
Chorthippus dorsatus	5	V	SSib	chortobiont	M	E
Chorthippus loratus	1	I	PK	chortobiont	SH	S
Chorthippus dichrous	2	I	SSib	chortobiont	SH	S
Glyptobothrus brunneus	3	IV	EuSib	chorto-geobiont	SX	E
Glyptobothrus biguttulus	2	IV	HM	chorto-geobiont	SX	E
Glyptobothrus mollis	1	I	SSib	chortobiont	SM	E
Euchorthippus declivus	4	V	PM	chorto-geobiont	SX	E
Stenobothrus crassipes	3	IV	PK	chorto-geobiont	SX	E
Stenobothrus nigromaculatus	1	II	SSib	chortobiont	SM	S
Omocestus ventralis	3	III	SSib	chortobiont	SM	E
Dirshius haemorrhoidalis	2	III	SSib	chorto-geobiont	SX	E
Dociostaurus brevicollis	2	II	PK	geo-chortobiont	X	E
Acrida hungarica	1	I	Pann	chorto-psammobiont	X	S
Tetrix subulata	1	I	HM	chortobiont	SH	E
Tetratetrix nutans	2	III	HM	chortobiont	SM	E
<i>Tall-forb community, clearing of alkali-steppe forest (Peucedano officinalis-Asteretum sedifolii)</i>						
Platyleis affinis	2	II	HM	chortobiont	X	E
Tessellana vittata	3	IV	PK	chortobiont	SX	S
Bicolorana bicolor	2	III	SSib	chortobiont	SX	E
Gampsocleis glabra	1	I	PK	chorto-thamnobiont	SX	S
Decticus verrucivorus	2	III	EuSib	chortobiont	M	E
Tettigonia viridissima	1	I	EuSib	thamnobiont	M	E
Conocephalus dorsalis	2	II	PK	chorto-thamnobiont	SH	S
Conocephalus discolor	1	I	SSib	chorto-thamnobiont	SH	S
Homorocoryphus nitidulus	1	I	Subtr.	thamnobiont	SH	E
Oecanthus pellucens	2	III	HM	thamnobiont	SX	S
Calliptamus italicus	3	IV	EuSib	geo-chortobiont	SX	E
Parapleurus alliaceus	1	I	SSib	chortobiont	H	S
Chrysocraon dispar	1	I	ExEur	chortobiont	SH	S
Chorthippus albomarginatus	2	III	Sib	chortobiont	SH	S
Chorthippus parallelus	4	V	Sib	chortobiont	M	E
Chorthippus montanus	1	I	Sib	chortobiont	SH	S
Chorthippus dorsatus	3	IV	SSib	chortobiont	M	E
Glyptobothrus brunneus	2	III	EuSib	chorto-geobiont	SX	E
Glyptobothrus biguttulus	3	IV	HM	chorto-geobiont	SX	E
Glyptobothrus mollis	1	I	SSib	chortobiont	M	E
Euchorthippus declivus	4	V	HM	chorto-geobiont	SX	E
Stenobothrus crassipes	3	IV	PK	chorto-geobiont	SX	E
Stenobothrus nigromaculatus	2	II	SSib	chortobiont	SM	S
Stenobothrus stigmaticus	1	I	PPann	chorto-geobiont	X	S
Omocestus ventralis	3	IV	SSib	chortobiont	SM	E
Dirshius haemorrhoidalis	1	II	SSib	chorto-geobiont	SX	E
Dociostaurus brevicollis	2	III	PK	geo-chortobiont	X	E
Aiolopus thalassinus	2	III	Subtrop	chorto-geobiont	SX	E
Epacromius coerulipes	1	I	SSib	chorto-geobiont	SX	S
Acrida hungarica	1	I	Pann	chorto-psammobiont	X	S

Species	Frequency	Constancy	Type of area	Life-form type	Ecological preferences	
<i>Tetrix subulata</i>	2	II	HM	chortobiont	SH	E
<i>Tetratetrix nutans</i>	3	IV	HM	chortobiont	SM	E
<i>Loessy sand grassland, Nyírség region (Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae)</i>						
<i>Platyleis affinis</i>	2	III	HM	chortobiont	X	E
<i>Montana montana</i>	1	I	SSib	chorto-geobiont	SX	S
<i>Gampsocleis glabra</i>	1	I	PK	chorto-thamnobiont	SX	S
<i>Decticus verrucivorus</i>	1	II	EuSib	chortobiont	M	E
<i>Calliptamus italicus</i>	4	III	EuSib	geo-chortobiont	SX	E
<i>Calliptamus barbarus</i>	5	V	HM	geo-psammobiont	X	S
<i>Chorthippus dorsatus</i>	3	IV	SSib	chortobiont	M	E
<i>Glyptobothrus brunneus</i>	2	IV	EuSib	chorto-geobiont	SX	E
<i>Glyptobothrus biguttulus</i>	4	V	HM	chorto-geobiont	SX	E
<i>Euchorthippus declivus</i>	3	IV	HM	chorto-geobiont	SX	E
<i>Stenobothrus crassipes</i>	4	V	PK	chorto-geobiont	SX	E
<i>Stenobothrus stigmaticus</i>	1	I	PPann	chorto-geobiont	X	S
<i>Dirshius haemorrhoidalis</i>	3	IV	SSib	chorto-geobiont	SX	E
<i>Dirshius petraeus</i>	3	II	SSib	chorto-geobiont	X	E
<i>Dociostaurus brevicollis</i>	2	II	PK	geo-chortobiont	X	E
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	4	V	EuSib	geo-chortobiont	X	E
<i>Acrida hungarica</i>	3	IV	Pann	chorto-psammobiont	X	S
<i>Oedaleus decorus</i>	3	III	HM-SSib	geobiont	X	E
<i>Oedipoda coerulescens</i>	2	IV	HM-SSib	geobiont	X	E
<i>Locusta migratoria</i>	accidentally occurring		Subtrop	chorto-geobiont	SH	E
Area types: EuSib: euro-siberian, Sib: siberian, SSib: southern siberian („angarian”), ExEu: extramediterranean						
HM: holomediterranean, PM: pontomediterranean, PK: ponto-caspian, PPann: ponto-pannonian, Pann: pannonian						
Ecological preferences X: xerophilous, SX: sub-xerophilous, M: mesophilous, H: hygrophilous, S: stenoeious, E: eurvoecious						

Table 7.

**Species composition, frequency and life-form types of Orthoptera
in the sandy grasslands**

Species	Frequency	Constancy	Type of area	Life-form type	Ecological preferences	
<i>Calcareous sand, N boundary area of the Pannonian lowland, S of Bükk Mts (Festuco vaginatae-Corynephorum)</i>						
Platycleis affinis	2	III	HM	chortobiont	X	E
Montana montana	3	II	SSib	chorto-geobiont	SX	S
Phaneroptera nana	1	I	HM	thamnobiont	SX	E
Calliptamus italicus	2	I	EuSib	geo-chortobiontt	SX	E
Chorthippus albomarginatus	2	II	Sib	chortobiont	SH	E
Chorthippus parallelus	1	II	Sib	chortobiont	M	E
Chorthippus dorsatus	3	IV	SSib	chortobiont	M	E
Chorthippus dichrous	1	I	SSib	chortobiont	SH	S
Glyptobothrus brunneus	4	V	EuSib	chorto-geobiont	SX	E
Glyptobothrus biguttulus	3	IV	HM	chorto-geobiont	SX	E
Glyptobothrus mollis	2	III	SSib	chortobiont	M	E
Euchorthippus declivus	2	III	HM	chorto-geobiont	SX	E
Euchorthippus pulvinatus	3	IV	PK	chorto-geobiont	X	S
Stenobothrus crassipes	5	V	PK	chorto-geobiont	SX	E
Stenobothrus stigmaticus	1	II	PPann	chorto-geobiont	X	S
Omocestus ventralis	3	V	SSib	chortobiont	SM	E
Dirshius haemorrhoidalis	4	V	SSib	chorto-geobiont	SX	E
Dociostaurus brevicollis	2	III	PK	geo-chortobiontt	X	E
Myrmeotettix maculatus	4	V	EuSib	geo-chortobiontt	X	E
Acrida hungarica	3	IV	Pann	chorto-psammobiont	X	S
Oedaleus decorus	1	I	HM-SSib	geobiont	X	E
Oedipoda coerulescens	3	V	HM-SSib	geobiont	X	E
<i>Calcareous sand, Central Hungary, Kiskunság, pioneer-like grassland (Brometum tectorum)</i>						
Platycleis affinis	2	III	HM	chortobiont	X	E
Calliptamus barbarus	5	V	HM	geo-psammobiont	X	S
Euchorthippus pulvinatus	3	IV	PK	chorto-geobiont	X	S
Dociostaurus brevicollis	5	V	PK	geo-chortobiontt	X	E
Myrmeotettix maculatus	2	IV	EuSib	geo-chortobiontt	X	E
Myrmeotettix antennatus	3	IV	PPann	geo-psammobiont	X	S
Oedaleus decorus	2	IV	HM-SSib	geobiont	X	E
Oedipoda coerulescens	2	III	HM-SSib	geobiont	X	E
Sphingonotus coerulans	1	I	HM	geobiont	X	E
Acrotylus longipes	accidentally occurring		Subtr.	geopsammobiont	X	S
<i>Calcareous sand, Central Hungary, Kiskunság, open, permanent grassland (Festucetum vaginatae)</i>						
Platycleis affinis	3	IV	HM	chortobiont	X	E
Montana montana	1	III	SSib	chorto-geobiont	SX	S
Tettigonia viridissima	1	I	EuSib	thamnobiont	M	E
Calliptamus barbarus	3	V	HM	geo-psammobiont	X	S
Chorthippus albomarginatus	1	II	Sib	chortobiont	SH	E
Chorthippus parallelus	1	II	Sib	chortobiont	M	E
Chorthippus dorsatus	3	IV	SSib	chortobiont	M	E
Glyptobothrus brunneus	1	II	EuSib	chorto-geobiont	SX	E

Species	Frequency	Constancy	Type of area	Life-form type	Ecological preferences	
<i>Glyptobothrus biguttulus</i>	1	III	HM	chorto-geobiont	SX	E
<i>Euchorthippus declivus</i>	3	IV	HM	chorto-geobiont	SX	E
<i>Euchorthippus pulvinatus</i>	4	IV	PK	chorto-geobiont	X	S
<i>Stenobothrus crassipes</i>	1	II	PK	chorto-geobiont	SX	E
<i>Dirshius haemorrhoidalis</i>	1	II	SSib	chorto-geobiont	SX	E
<i>Dociostaurus brevicollis</i>	5	V	PK	geo-chortobiontt	X	E
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	1	I	EuSib	geo-chortobiontt	X	E
<i>Myrmeleotettix antennatus</i>	4	V	PPann	geo-psammobiont	X	S
<i>Acrida hungarica</i>	2	IV	Pann	chorto-psammobiont	X	S
<i>Oedaleus decorus</i>	3	IV	HM-SSib	geobiont	X	E
<i>Oedipoda coerulescens</i>	2	IV	HM-SSib	geobiont	X	E
<i>Sphingonotus coerulans</i>	2	III	HM	geobiont	X	E
<i>Acrotylus insubricus</i>	accidentally occurring		Subtr	geo-psammobiont	X	S
<i>Calcareous sand, Central Hungary, Kiskunság, dense grassland (Astragalo-Festucetum rupicolae)</i>						
<i>Platycleis affinis</i>	3	IV	HM	chortobiont	X	E
<i>Montana montana</i>	1	I	SSib	chorto-geobiont	SX	S
<i>Bicolorana bicolor</i>	2	III	SSib	chortobiont	SX	E
<i>Gampsocleis glabra</i>	2	IV	PK	chorto-thamnobiont	SX	S
<i>Decticus verrucivorus</i>	1	III	EuSib	chortobiont	M	E
<i>Tettigonia viridissima</i>	1	I	EuSib	thamnobiont	M	E
<i>Phaneroptera nana</i>	1	I	HM	thamnobiont	M	E
<i>Calliptamus barbarus</i>	2	IV	HM	geo-psammobiont	X	S
<i>Chorthippus parallelus</i>	4	V	Sib	chortobiont	M	E
<i>Chorthippus dorsatus</i>	2	IV	SSib	chortobiont	M	E
<i>Glyptobothrus brunneus</i>	2	IV	EuSib	chorto-geobiont	SX	E
<i>Glyptobothrus biguttulus</i>	1	II	HM	chorto-geobiont	SX	E
<i>Euchorthippus declivus</i>	5	V	HM	chorto-geobiont	SX	E
<i>Euchorthippus pulvinatus</i>	2	IV	PK	chorto-geobiont	X	S
<i>Stenobothrus crassipes</i>	3	IV	PK	chorto-geobiont	SX	E
<i>Stenobothrus nigromaculatus</i>	1	II	SSib	chortobiont	SM	S
<i>Omocestus ventralis</i>	2	II	SSib	chortobiont	M	E
<i>Dirshius haemorrhoidalis</i>	1	I	SSib	chorto-geobiont	SX	E
<i>Dociostaurus brevicollis</i>	2	III	PK	geo-chortobiontt	X	E
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	1	I	EuSib	geo-chortobiontt	X	E
<i>Acrida hungarica</i>	2	IV	Pann	chorto-psammobiont	X	S
<i>Oedipoda coerulescens</i>	1	II	HM-SSib	geobiont	X	E
<i>Limeless sand, Nyírség region, pioneer-like grassland (Brometum tectorum)</i>						
<i>Platycleis affinis</i>	3	IV	HM	chortobiont	X	E
<i>Calliptamus barbarus</i>	4	IV	HM	geo-psammobiont	X	S
<i>Chorthippus dorsatus</i>	2	II	SSib	chortobiont	M	E
<i>Glyptobothrus brunneus</i>	5	V	EuSib	chorto-geobiont	SX	E
<i>Glyptobothrus biguttulus</i>	3	IV	HM	chorto-geobiont	SX	E
<i>Euchorthippus declivus</i>	2	IV	HM	chorto-geobiont	SX	E
<i>Omocestus ventralis</i>	2	II	SSib	chortobiont	M	E
<i>Dirshius haemorrhoidalis</i>	1	I	SSib	chorto-geobiont	SX	E
<i>Dociostaurus brevicollis</i>	2	I	PK	geo-chortobiontt	X	E
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	2	II	EuSib	geo-chortobiontt	X	E
<i>Acrida hungarica</i>	3	V	Pann	chorto-psammobiont	X	S

Species	Frequency	Constancy	Type of area	Life-form type	Ecological preferences	
<i>Oedaleus decorus</i>	2	III	HM-SSib	geobiont	X	E
<i>Oedipoda coerulescens</i>	3	V	HM-SSib	geobiont	X	E
<i>Acrotylus insubricus</i>	4	IV	Subtr	geopsammobiont	X	S
<i>Limeless sand, Nyírség region, dense sandy grassland (Festucetum rupicolae)</i>						
<i>Platycleis affinis</i>	2	IV	HM	chortobiont	X	E
<i>Phaneroptera nana</i>	1	II	HM	thamnobiont	X	E
<i>Calliptamus barbarus</i>	4	V	HM	geo-psammobiont	X	S
<i>Chorthippus parallelus</i>	1	III	Sib	chortobiont	M	E
<i>Chorthippus dorsatus</i>	3	IV	SSib	chortobiont	M	E
<i>Glyptobothrus brunneus</i>	5	V	EuSib	chorto-geobiont	SX	E
<i>Glyptobothrus biguttulus</i>	4	V	HM	chorto-geobiont	SX	E
<i>Glyptobothrus mollis</i>	2	IV	SSib	chortobiont	M	E
<i>Euchorthippus declivus</i>	3	IV	HM	chorto-geobiont	SX	E
<i>Stenobothrus crassipes</i>	1	II	PK	chorto-geobiont	SX	E
<i>Omocestus ventralis</i>	3	IV	SSib	chortobiont	M	E
<i>Dirshius haemorrhoidalis</i>	2	IV	SSib	chorto-geobiont	SX	E
<i>Doclostaurus brevicollis</i>	1	I	PK	geo-chortobiont	X	E
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	4	V	EuSib	geo-chortobiont	X	E
<i>Acrida hungarica</i>	2	IV	Pann	chorto-psammobiont	X	S
<i>Oedipoda coerulescens</i>	3	V	HM-SSib	geobiont	X	E
<i>Acrotylus insubricus</i>	2	III	Subtr	geo-psammobiont	X	S
<i>Tetratetrix bipunctata</i>	1	I	HM	chortobiont	M	E
Area types: EuSib: euro-siberian, Sib: siberian, SSib: southern siberian („angarian”), ExEu: extramediterranean						
HM: holomediterranean, PM: pontomediterranean, PK: ponto-caspian, PPann: ponto-pannonian, Pann: pannonian						
Ecological preferences X: xerophilous, SX: sub-xerophilous, M: mesophilous, H: hygrophilous, S: stenoeccious, E: euryoeccious						

Table 8.

**Species composition, frequency and life-form types of Orthoptera
in the alkali grasslands**

Species	Frequency	Constancy	Type of area	Life-form type	Ecological preferences	
<i>Hortobágy, Solonetz-grasslands on moderately salty soil (Achilleo-Festucetum pseudovinae)</i>						
<i>Platycleis affinis</i>	2	IV	HM	chortobiont	X	E
<i>Tessellana vittata</i>	1	II	PK	chortobiont	SX	E
<i>Gampsocleis glabra</i>	2	IV	PK	chorto-thamnobiont	SX	S
<i>Conocephalus discolor</i>	3	IV	SSib	chorto-thamnobiont	SH	S
<i>Conocephalus dorsalis</i>	1	II	PK	chorto-thamnobiont	SH	S
<i>Calliptamus italicus</i>	3	IV	EuSib	geo-chortobiontt	SX	E
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	4	V	Sib	chortobiont	SH	E
<i>Chorthippus parallelus</i>	5	V	Sib	chortobiont	M	E
<i>Chorthippus dorsatus</i>	4	V	SSib	chortobiont	M	E
<i>Chorthippus loratus</i>	1	I	PM	chortobiont	SH	S
<i>Chorthippus dichrous</i>	1	I	SSib	chortobiont	SH	S
<i>Glyptobothrus brunneus</i>	2	IV	EuSib	chorto-geobiont	SX	E
<i>Glyptobothrus biguttulus</i>	1	II	HM	chorto-geobiont	SX	E
<i>Euchorthippus declivis</i>	4	V	HM	chorto-geobiont	SX	E
<i>Stenobothrus crassipes</i>	3	V	PK	chorto-geobiont	SX	E
<i>Stenobothrus nigromaculatus</i>	1	II	SSib	chortobiont	SM	S
<i>Stenobothrus stigmaticus</i>	1	I	PPann	chorto-geobiont	X	S
<i>Omocestus ventralis</i>	3	V	SSib	chortobiont	M	E
<i>Dirshius haemorrhoidalis</i>	4	V	SSib	chorto-geobiont	SX	E
<i>Dirshius petraeus</i>	2	III	SSib	chorto-geobiont	X	E
<i>Dociostaurus brevicollis</i>	2	IV	PK	geo-chortobiontt	X	E
<i>Aiolopus thalassinus</i>	2	IV	Subtr	chorto-geobiont	SX	E
<i>Epacromius coerulipoes</i>	2	III	SSib	chorto-geobiont	SX	S
<i>Oedipoda coerulescens</i>	1	II	HM-SSib	geobiont	X	E
<i>Hortobágy, Solonetz-grasslands on strongly salty soil (Artemisio-Festucetum pseudovinae)</i>						
<i>Platycleis affinis</i>	1	II	HM	chortobiont	X	E
<i>Tessellana vittata</i>	1	I	PK	chortobiont	SX	E
<i>Gampsocleis glabra</i>	2	IV	PK	chorto-thamnobiont	SX	S
<i>Calliptamus italicus</i>	4	V	EuSib	geo-chortobiontt	SX	E
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	2	IV	Sib	chortobiont	SH	E
<i>Chorthippus parallelus</i>	2	IV	Sib	chortobiont	M	E
<i>Chorthippus dorsatus</i>	3	IV	SSib	chortobiont	M	E
<i>Chorthippus loratus</i>	1	I	PM	chortobiont	SH	S
<i>Chorthippus dichrous</i>	1	I	SSib	chortobiont	SH	S
<i>Glyptobothrus brunneus</i>	2	IV	EuSib	chorto-geobiont	SX	E
<i>Glyptobothrus biguttulus</i>	1	II	HM	chorto-geobiont	SX	E
<i>Euchorthippus declivis</i>	2	IV	HM	chorto-geobiont	SX	E
<i>Stenobothrus crassipes</i>	2	III	PK	chorto-geobiont	SX	E
<i>Stenobothrus stigmaticus</i>	3	IV	PPann	chorto-geobiont	X	S
<i>Omocestus ventralis</i>	2	IV	SSib	chortobiont	M	E
<i>Dirshius haemorrhoidalis</i>	3	V	SSib	chorto-geobiont	SX	E
<i>Dirshius petraeus</i>	5	V	SSib	chorto-geobiont	X	E
<i>Dociostaurus brevicollis</i>	2	III	PK	geo-chortobiontt	X	E

Species	Frequency	Constancy	Type of area	Life-form type	Ecological preferences	
<i>Aiolopus thalassinus</i>	2	IV	Subtr	chorto-geobiont	SX	E
<i>Epacromius coerulipes</i>	3	IV	SSib	chorto-geobiont	SX	S
<i>Celes variabilis</i>	2	III	HM-SSib	geobiont	X	S
<i>Oedaleus decorus</i>	1	II	HM-SSib	geobiont	X	E
<i>Oedipoda coerulescens</i>	2	IV	HM-SSib	geobiont	X	E
<i>Hortobágy, Solonetz-grasslands on strongly salty soil with fluctuating humidity (Puccinellietum limosae)</i>						
<i>Platycoleis affinis</i>	1	II	HM	chortobiont	X	E
<i>Roeseliana roeseli</i>	2	IV	ExEu	chortobiont	SH	S
<i>Gampsocleis glabra</i>	1	II	PK	chorto-thamnobiont	SX	S
<i>Conocephalus discolor</i>	2	IV	SSib	chorto-thamnobiont	SH	S
<i>Conocephalus dorsalis</i>	3	IV	PK	chorto-thamnobiont	SH	S
<i>Calliptamus italicus</i>	2	III	EuSib	geo-chortobiont	SX	E
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	5	V	Sib	chortobiont	SH	E
<i>Chorthippus parallelus</i>	4	V	Sib	chortobiont	M	E
<i>Chorthippus dorsatus</i>	2	IV	SSib	chortobiont	M	E
<i>Chorthippus loratus</i>	1	I	PM	chortobiont	SH	S
<i>Glyptobothrus brunneus</i>	3	IV	EuSib	chorto-geobiont	SX	E
<i>Glyptobothrus biguttulus</i>	1	I	HM	chorto-geobiont	SX	E
<i>Euchorthippus declivus</i>	2	IV	HM	chorto-geobiont	SX	E
<i>Stenobothrus crassipes</i>	2	IV	PK	chorto-geobiont	SX	E
<i>Stenobothrus stigmaticus</i>	1	I	PPann	chorto-geobiont	X	S
<i>Omocestus ventralis</i>	2	IV	SSib	chortobiont	M	E
<i>Dirshius haemorrhoidalis</i>	2	IV	SSib	chorto-geobiont	SX	E
<i>Dirshius petraeus</i>	4	V	SSib	chorto-geobiont	X	E
<i>Dociostaurus brevicollis</i>	5	V	PK	geo-chortobiont	X	E
<i>Aiolopus thalassinus</i>	2	IV	Subtr	chorto-geobiont	SX	E
<i>Epacromius coerulipões</i>	4	IV	SSib	chorto-geobiont	SX	S
<i>Oedipoda coerulescens</i>	1	II	HM-SSib	geobiont	X	E
<i>Hortobágy, therophytic vegetation on heavily salinized soil (Camphorosmetum annuae)</i>						
<i>Chorthippus dorsatus</i>	1	II	SSib	chortobiont	M	E
<i>Chorthippus dichrous</i>	1	I	SSib	chortobiont	SH	S
<i>Glyptobothrus brunneus</i>	2	III	EuSib	chorto-geobiont	SX	E
<i>Euchorthippus declivus</i>	1	I	HM	chorto-geobiont	SX	E
<i>Omocestus ventralis</i>	2	II	SSib	chortobiont	M	E
<i>Dirshius haemorrhoidalis</i>	1	II	SSib	chorto-geobiont	SX	E
<i>Dirshius petraeus</i>	5	V	SSib	chorto-geobiont	X	E
<i>Dociostaurus brevicollis</i>	2	III	PK	geo-chortobiont	X	E
<i>Aiolopus thalassinus</i>	4	V	Subtr	chorto-geobiont	SX	E
<i>Epacromius coerulipões</i>	4	III	SSib	chorto-geobiont	SX	S
<i>Celes variabilis</i>	2	III	HM-SSib	geobiont	X	S
<i>Oedaleus decorus</i>	1	I	HM-SSib	geobiont	X	E
<i>Oedipoda coerulescens</i>	4	IV	HM-SSib	geobiont	X	E
<i>Hortobágy, therophytic vegetation on heavily salinized soil with high content of Sodium-Chloride (Suaedetum maritimae)</i>						
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	5	V	Sib	chortobiont	M	E
<i>Chorthippus dorsatus</i>	1	II	SSib	chortobiont	M	E
<i>Dirshius haemorrhoidalis</i>	2	III	SSib	chorto-geobiont	SX	E
<i>Dirshius petraeus</i>	2	IV	SSib	chorto-geobiont	X	E

Species	Frequency	Constancy	Type of area	Life-form type	Ecological preferences	
<i>Dociostraurus brevicollis</i>	1	II	PK	geo-chortobiont	X	E
<i>Aiolopus thalassinus</i>	5	V	Subtr	chorto-geobiont	SX	E
<i>Epacromius coerulipões</i>	5	V	SSib	chorto-geobiont	SX	S
<i>Celes variabilis</i>	1	II	HM-SSib	geobiont	X	S
<i>Oedipoda coerulescens</i>	1	II	HM-SSib	geobiont	X	E

Area types: EuSib: euro-siberian, Sib: siberian, SSib: southern siberian („angarian“), ExEu: extramediterranean-european

HM: holomediterranean, PM: pontomediterranean, PK: ponto-caspian, PPann: ponto-pannonian, Pann: pannonian
Ecological preferences X: xerophilous, SX: sub-xerophilous, M: mesophilous, H: hygrophilous, S: stenoecious, E: euryoecious

Table 9.

**Species composition, frequency and life-form types of Orthoptera
in the semi-dry grasslands of the Aggtelek karst area**

Species	Frequency	Constancy	Type of area	Life-form type	Ecological preferences	
<i>Jósvafő, „Weinberg”, colline Stufe, staudenreicher, versaumter Halbtrockenrasen (Hypochoeri-Brachypodietum)</i>						
<i>Isophya kraussi</i>	1	I	ExEu	chortobiont	M	S
<i>Poecilimon fussi</i>	2	II	PPann	thamnobiont	X	S
<i>Leptophyes albovittata</i>	3	IV	HM	thamnobiont	SM	E
<i>Leptophyes discoidalis</i>	1	I	Dac	thamnobiont	M	S
<i>Platycleis grisea</i>	3	IV	PM	chortobiont	X	E
<i>Bicolorana bicolor</i>	3	IV	S-Sib	chortobiont	SX	E
<i>Gampsocleis glabra</i>	1	I	PK	chorto-thamnobiont	SX	S
<i>Decticus verrucivorus</i>	2	IV	EuSib	chortobiont	SM	E
<i>Rhacocleis germanica</i>	1	I	PM	chortobiont	X	S
<i>Pachytrachys gracilis</i>	1	I	Illyr	chortobiont	X	S
<i>Pholidoptera cinerea</i>	1	I	ExEu	chortobiont	M	S
<i>Pholidoptera fallax</i>	3	IV	AM	chorto-thamnobiont	SX	E
<i>Saga pedo</i>	1	II	PK	chorto-thamnobiont	X	S
<i>Phaneroptera falcata</i>	2	II	EuSib	thamnobiont	SX	E
<i>Phaneroptera nana</i>	1	I	HM	thamnobiont	SX	E
<i>Ephippiger ephippiger</i>	1	II	Pann	thamnobiont	X	S
<i>Oecanthus pellucens</i>	2	I	HM	thamnobiont	SX	S
<i>Calliptamus italicus</i>	5	V	EuSib	geo-chortobiont	SX	E
<i>Euthystira brachyptera</i>	2	IV	PK	chortobiont	M	E
<i>Chorthippus parallelus</i>	2	III	Sib	chortobiont	M	E
<i>Chorthippus dorsatus</i>	2	IV	SSib	chortobiont	M	E
<i>Glyptobothrus brunneus</i>	4	V	EuSib	chorto-geobiont	SX	E
<i>Glyptobothrus biguttulus</i>	5	V	HM	chorto-geobiont	SX	E
<i>Glyptobothrus mollis</i>	2	III	SSib	chortobiont	SM	E
<i>Glyptobothrus apricarius</i>	2	I	Sib	chortobiont	M	S
<i>Euchorthippus declivus</i>	1	I	HM	chorto-geobiont	SX	E
<i>Stenobothrus lineatus</i>	4	V	EuSib	chortobiont	SM	E
<i>Stenobothrus eurasius</i>	1	I	SSib	chorto-geobiont	X	S
<i>Stenobothrus nigromaculatus</i>	1	II	SSib	chortobiont	SX	S
<i>Stenobothrus stigmaticus</i>	1	I	PPann	chorto-geobiont	X	S
<i>Stenobothrus crassipes</i>	4	IV	SSib	chorto-geobiont	X	E
<i>Omocestus ventralis</i>	3	IV	SSib	chortobiont	SM	E
<i>Dirshius haemorrhoidalis</i>	2	III	SSib	chorto-geobiont	SX	E
<i>Psophus stridulus</i>	1	I	SSib	geo-chortobiont	SX	S
<i>Oedaleus decorus</i>	1	I	Subtr.	geobiont	X	E
<i>Oedipoda coeruleascens</i>	1	II	EuSib	geobiont	X	E
<i>Gomphocerippus rufus</i>	1	I	SSib	chortobiont	M	E
<i>Tetratetrix bipunctata</i>	1	II	HM	chortobiont	SM	E
<i>Jósvafő, Lőfej-valley, colline level, moderately species-rich semi-dry grassland</i>						
<i>Leptophyes albovittata</i>	2	III	HM	thamnobiont	M	E
<i>Platycleis grisea</i>	3	IV	PM	chortobiont	X	E
<i>Bicolorana bicolor</i>	4	V	SSib	chortobiont	SX	E

Species	Frequency	Constancy	Type of area	Life-form type	Ecological preferences	
Decticus verrucivorus	2	IV	EuSib	chortobiont	M	E
Pholidoptera cinerea	1	I	ExEu	chortobiont	M	E
Pholidoptera fallax	3	IV	AM	chorto-thamnobiont	SX	E
Phaneroptera falcata	1	II	EuSib	thamnobiont	M	E
Phaneroptera nana	1	I	HM	thamnobiont	M	E
Ephippiger ephippiger	2	II	Pann	thamnobiont	SX	S
Oecanthus pellucens	2	II	HM	thamnobiont	X	E
Calliptamus italicus	3	IV	EuSib	geo-chortobiont	SX	E
Euthystira brachyptera	4	V	PK	chortobiont	M	E
Chorthippus parallelus	3	III	Sib	chortobiont	M	E
Chorthippus dorsatus	4	IV	SSib	chortobiont	M	E
Glyptobothrus brunneus	2	IV	EuSib	chorto-geobiont	SX	E
Glyptobothrus biguttulus	4	V	HM	chorto-geobiont	SX	E
Glyptobothrus mollis	2	II	SSib	chortobiont	M	E
Glyptobothrus apicarius	3	IV	Sib	chortobiont	M	S
Stenobothrus lineatus	5	V	EuSib	chortobiont	SM	E
Stenobothrus nigromaculatus	2	III	SSib	chortobiont	SM	S
Stenobothrus crassipes	4	IV	PK	chorto-geobiont	SX	E
Omocestus ventralis	2	III	SSib	chortobiont	M	E
Dirshius haemorrhoidalis	3	IV	SSib	chorto-geobiont	SX	E
Oedipoda coerulescens	1	I	HM-SSib	geobiont	X	E
Gomphocerippus rufus	2	II	SSib	chortobiont	M	E
Tetratetrix bipunctata	1	II	HM	chortobiont	M	E
<i>Stipa-grassland on shallow topsoil (Pulsatillo-Festucetum stipetosum joannis), submontane level</i>						
Barbitistes constrictus	1	I	ExEu	thamnobiont	SX	S
Leptophyes albivittata	2	III	HM	thamnobiont	M	E
Platycleis grisea	3	IV	PM	chortobiont	X	E
Bicolorana bicolor	4	IV	SSib	chortobiont	SX	E
Decticus verrucivorus	2	III	EuSib	chortobiont	M	E
Rhacocleis germanica	1	I	PM	chortobiont	X	S
Pholidoptera cinerea	1	I	ExEu	chortobiont	M	E
Pholidoptera fallax	5	V	AM	chorto-thamnobiont	SX	E
Saga pedo	1	II	PK	chorto-thamnobiont	X	S
Calliptamus italicus	2	IV	EuSib	geo-chortobiont	SX	E
Paracaloptenus caloptenoides	3	II	XM	geo-chortobiont	X	S
Pseudopodisma fieberi	4	IV	Daz	chortobiont	M	S
Euthystira brachyptera	3	III	PK	chortobiont	M	E
Chorthippus dorsatus	2	II	Sib	chortobiont	M	E
Glyptobothrus brunneus	3	IV	EuSib	chorto-geobiont	SX	E
Glyptobothrus biguttulus	4	V	HM	chorto-geobiont	SX	E
Glyptobothrus mollis	1	I	SSib	chortobiont	M	E
Euchorthippus pulvinatus	2	II	PK	chorto-geobiont	X	S
Stenobothrus lineatus	5	V	EuSib	chortobiont	M	E
Stenobothrus eurasius	3	II	SSib	chorto-geobiont	X	S
Stenobothrus nigromaculatus	2	III	SSib	chortobiont	SM	S
Stenobothrus stigmaticus	1	II	PPann	chorto-geobiont	X	S
Stenobothrus crassipes	5	V	PK	chorto-geobiont	SX	E
Omocestus ventralis	2	II	SSib	chortobiont	M	E

Species	Frequency	Constancy	Type of area	Life-form type	Ecological preferences	
<i>Dirshius haemorrhoidalis</i>	3	IV	SSib	chorto-geobiont	SX	E
<i>Stauroderus scalaris</i>	4	IV	SSib	chortobiont	SM	S
<i>Oedipoda coerulescens</i>	1	II	HM-SSib	geobiont	X	E
<i>Gomphocerippus rufus</i>	1	I	SSib	chortobiont	M	E
<i>Tetratetrix bipunctata</i>	1	II	HM	chortobiont	M	E
<i>Jósaváő, plateau of Szilice, submontane level, species-rich semi-dry grassland (Polygalo majori-Brachypodietum)</i>						
<i>Isophya kraussi</i>	2	IV	ExEu	chortobiont	M	S
<i>Isophya modestior stysi</i>	1	II	Daz	chortobiont	M	S
<i>Leptophyes albiovittata</i>	3	IV	HM	thamnobiont	M	E
<i>Leptophyes discoidalis</i>	1	I	Daz	thamnobiont	M	S
<i>Platycleis grisea</i>	2	II	PM	chortobiont	X	E
<i>Bicolorana bicolor</i>	4	V	SSib	chortobiont	SX	E
<i>Metrioptera brachyptera</i>	3	IV	Sib	chortobiont	M	S
<i>Roeseliana roeseli</i>	2	II	ExEu	chortobiont	SH	S
<i>Decticus verrucivorus</i>	2	IV	BuSib	chortobiont	M	E
<i>Pholidoptera cinerea</i>	1	I	ExEu	chortobiont	M	E
<i>Pholidoptera fallax</i>	4	IV	AM	chorto-thamnobiont	SX	E
<i>Pholidoptera transsylvanica</i>	2	III	Daz	chortobiont	M	S
<i>Saga pedo</i>	1	I	PK	chorto-thamnobiont	X	S
<i>Phaneroptera falcata</i>	1	I	BuSib	thamnobiont	SX	E
<i>Ephippiger ephippiger</i>	2	I	Pann	thamnobiont	X	S
<i>Calliptamus italicus</i>	3	II	BuSib	geo-chortobiont	SX	E
<i>Paracaloptenus caloptenoides</i>	2	I	XM	geo-chortobiont	X	S
<i>Pseudopodisma fieberi</i>	4	V	Daz	chortobiont	M	S
<i>Chrysocraon dispar</i>	3	II	ExEu	chortobiont	SH	S
<i>Euthystira brachyptera</i>	5	V	PK	chortobiont	M	E
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	1	I	Sib	chortobiont	SH	E
<i>Chorthippus parallelus</i>	3	IV	Sib	chortobiont	M	E
<i>Chorthippus dorsatus</i>	4	V	SSib	chortobiont	M	E
<i>Glyptobothrus brunneus</i>	2	IV	BuSib	chorto-geobiont	SX	E
<i>Glyptobothrus biguttulus</i>	2	III	HM	chorto-geobiont	SX	E
<i>Glyptobothrus mollis</i>	1	II	SSib	chortobiont	M	E
<i>Glyptobothrus apicarius</i>	3	IV	Sib	chortobiont	M	S
<i>Stenobothrus lineatus</i>	5	V	BuSib	chortobiont	M	E
<i>Stenobothrus nigromaculatus</i>	2	II	SSib	chortobiont	SM	S
<i>Stenobothrus crassipes</i>	3	III	PK	chorto-geobiont	SX	E
<i>Omocestus ventralis</i>	2	II	SSib	chortobiont	M	E
<i>Dirshius haemorrhoidalis</i>	3	III	SSib	chorto-geobiont	SX	E
<i>Stauroderus scalaris</i>	4	V	SSib	chortobiont	SX	S
<i>Arcyptera fusca</i>	2	III	SSib	chorto-geobiont	SX	S
<i>Psophus stridulus</i>	3	IV	SSib	geo-chortobiont	SX	S
<i>Gomphocerippus rufus</i>	2	II	SSib	chortobiont	M	E
<i>Tetratetrix bipunctata</i>	2	IV	HM	chortobiont	M	E
<i>Jósaváő, plateau of Szilice, short-grass sward on shallow topsoil, on dolomite (Poo badensis-Cerisetum montanae)</i>						
<i>Isophya kraussi</i>	1	II	ExEu	chortobiont	M	S
<i>Leptophyes albiovittata</i>	2	I	HM	thamnobiont	M	E

Species	Frequency	Constancy	Type of area	Life-form type	Ecological preferences	
<i>Platyleis grisea</i>	2	IV	PM	chortobiont	X	E
<i>Bicolorana bicolor</i>	3	III	SSib	chortobiont	SX	E
<i>Metriopectera brachyptera</i>	2	II	Sib	chortobiont	M	S
<i>Decticus verrucivorus</i>	2	II	EuSib	chortobiont	M	E
<i>Rhacocleis germanica</i>	1	II	PM	chortobiont	X	S
<i>Pholidoptera cinerea</i>	1	I	ExEu	chortobiont	M	E
<i>Pholidoptera fallax</i>	4	V	AM	chorto-thamnobiont	SX	E
<i>Saga pedo</i>	1	II	PK	chorto-thamnobiont	X	S
<i>Calliptamus italicus</i>	2	I	EuSib	geo-chortobiont	X	E
<i>Paracaloptenus caloptenoides</i>	3	IV	XM	geo-chortobiont	X	S
<i>Pseudopodisma fieberi</i>	4	IV	Daz	chortobiont	M	S
<i>Euthystira brachyptera</i>	3	III	PK	chortobiont	M	E
<i>Chorthippus parallelus</i>	2	II	Sib	chortobiont	M	E
<i>Chorthippus dorsatus</i>	3	III	SSib	chortobiont	M	E
<i>Glyptobothrus brunneus</i>	3	IV	EuSib	chorto-geobiont	SX	E
<i>Glyptobothrus biguttulus</i>	4	V	HM	chorto-geobiont	SX	E
<i>Glyptobothrus mollis</i>	1	I	SSib	chortobiont	M	E
<i>Glyptobothrus apricarius</i>	2	I	Sib	chortobiont	M	S
<i>Stenobothrus lineatus</i>	4	V	EuSib	chortobiont	M	E
<i>Stenobothrus eurasius</i>	2	I	SSib	chorto-geobiont	X	S
<i>Stenobothrus nigromaculatus</i>	1	II	SSib	chortobiont	SM	S
<i>Stenobothrus stigmaticus</i>	1	II	PPann	chorto-geobiont	X	S
<i>Stenobothrus crassipes</i>	5	V	PK	chorto-geobiont	SX	E
<i>Omocestus ventralis</i>	2	II	SSib	chortobiont	M	E
<i>Dirshius haemorrhoidalis</i>	3	IV	SSib	chorto-geobiont	SX	E
<i>Stauroderus scalaris</i>	4	IV	SSib	chortobiont	SX	S
<i>Arcyptera fusca</i>	3	IV	SSib	chorto-geobiont	SX	S
<i>Psophus stridulus</i>	4	IV	SSib	geo-chortobiont	SX	S
<i>Oedipoda coerulescens</i>	1	I	HM-SSib	geobiont	X	E
<i>Gomphocerippus rufus</i>	2	II	SSib	chortobiont	M	E
<i>Tetratetrix bipunctata</i>	2	I	HM	chortobiont	M	E

Area types: EuSib: eurosiberian, Sib: siberian, SSib: southern siberian („angarian“), ExEu: extramediterranean-european

HM: holomediterranean, PM: pontomediterranean, PK: ponto-caspian, PPann: ponto-pannonian, Pann: pannonian
Ecological preferences X: xerophilous, SX: sub-xerophilous, M: mesophilous, H: hygrophilous, S: stenoeicous, E: euryoeicous

Table 10.

Daily active butterflies and moths in the loess grasslands

Species	Hernádvalley	Hortobágy	County Békés
<i>Erynnis tages</i>	1 I.	-	1 IV
<i>Ochlodes venatus</i>	2 IV	1 II	1 II
<i>Hesperia comma</i>	1 III	-	1 III
<i>Pyrgus malvae</i>	1 I	1 I	1 I
<i>Pyrgus armoricanus</i>	-	-	1 III
<i>Papilio machaon</i>	1 IV	1 IV	1 IV
<i>Pieris rapae</i>	2 V	3 V	3 V
<i>Pieris napi</i>	2 V	1 V	1 IV
<i>Pontia edusa</i>	1 IV	3 V	2 IV
<i>Anthocharis cardamines</i>	1 I	-	1 I
<i>Colias hyale</i>	1 III	1 IV	1 III
<i>Colias erate</i>	-	2 III	2 III
<i>Lycaena dispar rutila</i>	-	1 II	1 II
<i>Lycaena thersamon</i>	2 IV	1 IV	1 IV
<i>Lycaena phlaeas</i>	2 V	2 V	1 IV
<i>Everes argiades</i>	1 I	-	-
<i>Plebeius argus</i>	3 IV	4 V	2 IV
<i>Polyommatus icarus</i>	4 V	3 V	3 V
<i>Melitaea trivia</i>	1 III	-	-
<i>Melitaea phoebe</i>	-	1 IV	1 IV
<i>Clossiana dia</i>	2 IV	-	-
<i>Issoria latonia</i>	1 IV	1 IV	1 IV
<i>Pandoriana pandora</i>	-	-	1 III
<i>Aglais urticae</i>	1 III	1 I	1 IV
<i>Coenonympha pamphilus</i>	2 IV	3 IV	2 IV
<i>Coenonympha glycerion</i>	1 II	-	-
<i>Maniola jurtina</i>	2 II	2 II	1 II
<i>Aphantopus hyperanthus</i>	1 II	-	-
<i>Melanargia galathea</i>	1 II	-	1 II
<i>Zygaena achilleae</i>	1 II	-	1 II
<i>Zygaena filipendulae</i>	1 II	-	1 II
<i>Spiris striata</i>	-	2 II	2 II
<i>Endrosa roscida</i>	-	1 II	1 II
<i>Hypogymna morio</i>	-	2 II	2 II
<i>Macroglossa stellatarum</i>	1 III	1 IV	1 IV

Frequency 1-5; 1: scarce, 1-5 ind./transsect; 2: not frequent, 6-20 ind./transsect; 3: moderately frequent, 20-50 ind./transsect; 4: rather frequent, 50-100 ind./transsect; 5: common, 100 ind./transsect

I: in the spring sampling period, only (end of April-early May), II. in the early summer sampling period, only (mid-end of June), III. in the late summer sampling period, only (early-mid-August), IV. in two sampling periods, V. in all sampling periods

Table 11.

Daily active butterflies and moths in the sandy grasslands

Species	Kiskunság pioneer-like sward	Kiskunság permanent sward	Nyírség pioneer-like sward	Nyírség permanent sward
<i>Erynnis tages</i>	-	1 IV	-	2 IV
<i>Thymelicus silvestris</i>	-	-	-	1 I
<i>Ochlodes venatus</i>	-	1 II	-	1 II
<i>Hesperia comma</i>	1 III	1 III	1 III	2 III
<i>Pyrgus malvae</i>	-	1 IV	-	2 IV
<i>Pyrgus armoricanus</i>	-	1 III	-	-
<i>Papilio machaon</i>	-	1 IV	-1 I	1 IV
<i>Ipheclides podalirius</i>	-	1 I	-	-
<i>Pieris rapae</i>	1 V	2 V	-	1 IV
<i>Pieris napi</i>	-	1 IV	-	2 V
<i>Pontia edusa</i>	2 IV	1 IV	1 III	2 IV
<i>Anthocharis cardamines</i>	-	1 I	-	2 I
<i>Colias alfacariensis</i>	-	1 II	-	-
<i>Colias hyale</i>	-	1 III	1 III	1 III
<i>Colias erate</i>	-	2 III	1 III	1 III
<i>Lycaena dispar rutila</i>	-	-	-	1 II
<i>Lycaena thersamon</i>	1 II	2 II	-	1 II
<i>Lycaena alciphron</i>	1 II	1 II	1 II	2 II
<i>Lycaena phlaeas</i>	2 V	3 V	2 V	2 V
<i>Everes argiades</i>	-	1 I	-	-
<i>Plebeius argus</i>	-	2 IV	-	1 IV
<i>Aricia agestis</i>	1 IV	2 IV	1 IV	-
<i>Polyommatus thersites</i>	-	-	-	1 II
<i>Polyommatus icarus</i>	1 IV	2 V	1 V	3 V
<i>Polyommatus coridon</i>	-	1 III	-	-
<i>Polyommatus meleager</i>	-	1 III	-	-
<i>Melitaea trivia</i>	-	1 IV	-	-
<i>Melitaea cinxia</i>	-	1 I	-	-
<i>Melitaea didyma</i>	-	-	-	1 II
<i>Melitaea phoebe</i>	-	1 IV	-	1 II
<i>Clossiana dia</i>	-	2 IV	-	1 IV
<i>Issoria latonia</i>	3 V	2 V	2 V	3 V
<i>Pandoriana pandora</i>	1 IV	2 IV	-	1 IV
<i>Aglais urticae</i>	1 IV	1 IV	-	1 IV
<i>Coenonympha pamphilus</i>	1 IV	2 IV	2 IV	2 IV
<i>Coenonympha glycerion</i>	-	-	-	1 II
<i>Coenonympha arcania</i>	-	1 II	-	1 II
<i>Lasiommata megera</i>	1 IV	1 IV	1 IV	1 IV
<i>Lasiommata maera</i>	-	1 II	-	2 II
<i>Maniola jurtina</i>	-	2 IV	-	3 IV
<i>Hyponphele lupina</i>	2 III	2 III	-	-
<i>Aphantopus hyperanthus</i>	-	1 II	-	1 II
<i>Melanargia galathea</i>	1 II	2 II	-	2 II
<i>Hipparchia statilinus</i>	2 III	1 III	-	-
<i>Adscita statices</i>	1 II	-	1 II	2 II
<i>Zygaena purpuralis</i>	-	1 II	-	1 II
<i>Zygaena carniolica</i>	-	1 III	-	-
<i>Zygaena loti</i>	1 II	2 II	-	1 II

Species	Kiskunság pioneer-like sward	Kiskunság permanent sward	Nyírség pioneer-like sward	Nyírség permanent sward
<i>Zygaena filipendulae</i>	–	1 II	–	1 II
<i>Zygaena ephialtes pannonica</i>	–	1 III	–	–
<i>Spiris striata</i>	1 II	2 II	2 II	2 II

Frequency 1–5; 1: scarce, 1–5 ind./ transsect; 2: not frequent, 6–20 ind./transsect; 3: moderately frequent, 20–50 ind./transsect; 4: rather frequent, 50–100 ind./transsect; 5: common, 100 ind./transsect
I: in the spring sampling period, only (end of April-early May), II. in the early summer sampling period, only (mid-end of June), III. in the late summer sampling period, only (early-mid-August), IV. in two sampling periods, V. in all sampling periods

Table 12.

Daily active butterflies and moths in the alkali grasslands

Artname	Hortobágy: tall-forb clearing of the alkali steppe forest	Hortobágy: Achilleo-Festucetum	Hortobágy: Artemisio-Festucetum
<i>Erynnis tages</i>	2 IV	1 I	–
<i>Ochlodes venatus</i>	2 IV	–	–
<i>Hesperia comma</i>	1 III	1 III	–
<i>Pyrgus malvae</i>	3 IV	1 IV	1 I
<i>Pyrgus armoricanus</i>	1 III	–	–
<i>Papilio machaon</i>	2 IV	–	–
<i>Pieris rapae</i>	3 V	2 IV	1 IV
<i>Pieris napi</i>	2 IV	1 I	–
<i>Pontia edusa</i>	2 IV	2 III	1 III
<i>Anthocharis cardamines</i>	2 I	–	–
<i>Colias hyale</i>	1 III	1 III	–
<i>Colias erate</i>	2 III	2 III	2 III
<i>Lycaena dispar rutila</i>	1 II	–	–
<i>Lycaena thersamon</i>	1 IV	1 IV	–
<i>Lycaena phlaeas</i>	3 V	2 IV	1 IV
<i>Everes argiades</i>	1 II	–	–
<i>Plebeius argus</i>	3 V	4 V	2 V
<i>Polyommatus icarus</i>	4 V	2 V	1 V
<i>Melitaea trivia</i>	1 IV	–	–
<i>Melitaea phoebe</i>	2 IV	1 II	–
<i>Clossiana dia</i>	2 IV	1 I	–
<i>Issoria latonia</i>	2 V	1 IV	1 IV
<i>Pandoriana pandora</i>	1 III	–	–
<i>Aglais urticae</i>	2 IV	1 IV	1 I
<i>Coenonympha pamphilus</i>	3 IV	3 IV	1 IV
<i>Coenonympha glycerion</i>	1 II	–	–
<i>Maniola jurtina</i>	3 II	2 II	1 II
<i>Aphantopus hyperanthus</i>	2 II	–	–
<i>Melanargia galathea</i>	1 II	–	–
<i>Lasiommata maera</i>	2 II	–	–
<i>Zygaena loti</i>	1 II	–	–
<i>Zygaena filipendulae</i>	2 II	–	–
<i>Spiris striata</i>	2 IV	3 IV	2 IV

Frequency 1–5; 1: scarce, 1–5 ind./ transsect; 2: not frequent, 6–20 ind./transsect; 3: moderately frequent, 20–50 ind./transsect; 4: rather frequent, 50–100 ind./transsect; 5: common, 100 ind./transsect
I: in the spring sampling period, only (end of April-early May), II. in the early summer sampling period, only (mid-end of June), III. in the late summer sampling period, only (early-mid-August), IV. in two sampling periods, V. in all sampling periods

Table 13.

**Daily active butterflies and moths in the semi-ry grasslands
of the Aggtelek karst area**

Species	Jósvafő, Wineyard-hill colline level	Jósvafő, Tohonya-valley, colline level	Jósvafő, Lófej-valley, colline level	Jósvafő, Haragistya- plateau
<i>Erynnis tages</i>	2 IV	1 IV	2 IV	3 IV
<i>Thymelicus silvestris</i>	2 II	1 II	3 II	1 II
<i>Thymelicus lineola</i>	2 II	1 II	2 II	2 II
<i>Thymelicus actaeon</i>	1 II	-	1 II	-
<i>Ochlodes venatus</i>	3 IV	2 IV	3 IV	2 IV
<i>Hesperia comma</i>	1 III	2 III	-	1 III
<i>Pyrgus malvae</i>	2 IV	2 IV	1 IV	2 IV
<i>Pyrgus serratulae</i>	1 II	-	-	1 II
<i>Pyrgus carthami</i>	2 II	1 II	2 II	1 II
<i>Pyrgus armoricanus</i>	1 III	1 III	-	-
<i>Spialia orbifer</i>	2 I	-	1 I	-
<i>Carcharodus flocciferus</i>	1 II	1 II	2 II	2 II
<i>Carterocephalus palaemon</i>	1 II	1 II	1 II	2 II
<i>Papilio machaon</i>	1 IV	2 IV	1 IV	1 IV
<i>Iphiclidus podalirius</i>	2 IV	1 IV	1 IV	-
<i>Pieris rapae</i>	2 V	3 V	2 V	1 V
<i>Pieris napi</i>	2 V	2 V	3 V	3 V
<i>Pontia edusa</i>	1 IV	-	-	-
<i>Anthocharis cardamines</i>	2 I	1 I	1 I	3 I
<i>Colias alfacariensis</i>	3 IV	1 IV	2 IV	1 II
<i>Colias hyale</i>	-	-	1 III	-
<i>Satyrium acaciae</i>	2 II	1 II	1 II	-
<i>Satyrium spini</i>	1 II	-	1 II	1 II
<i>Callophrys rubi</i>	2 II	1 II	2 II	2 II
<i>Lycaena dispar rutila</i>	-	-	1 II	-
<i>Lycaena hippothoe</i>	-	-	-	1 II
<i>Lycaena thersamon</i>	1 II	-	-	-
<i>Lycaena virgaureae</i>	1 II	1 II	3 II	3 II
<i>Lycaena alciphron</i>	-	-	2 II	-
<i>Lycaena phlaeas</i>	2 IV	1 IV	2 V	1 IV
<i>Everes argiades</i>	-	1 I	1 I	-
<i>Everes decoloratus</i>	1 IV	1 IV	2 IV	-
<i>Plebeius argus</i>	2 V	4 V	5 V	2 IV
<i>Plebeius idas</i>	1 IV	2 IV	2 IV	-
<i>Plebeius argyrognomon</i>	1 IV	1 IV	-	-
<i>Gleucopsyche alexis</i>	1 I	1 I	1 I	-
<i>Maculinea arion</i>	1 II	-	1 II	1 II
<i>Maculinea alcon xerophila</i>	-	-	1 II	2 II
<i>Cyaniris semiargus</i>	2 II	3 II	3 II	2 II
<i>Aricia artaxerxes</i>	-	1 II	-	3 II
<i>Polyommatus dorylas</i>	1 II	-	1 II	1 II
<i>Polyommatus thersites</i>	1 II	-	1 II	-
<i>Polyommatus icarus</i>	3 V	5 V	4 V	3 V
<i>Polyommatus coridon</i>	2 III	3 III	3 III	4 III
<i>Polyommatus bellargus</i>	2 IV	1 IV	1 IV	1 IV
<i>Polyommatus admetus</i>	1 III	-	-	-

Species	Jósvafő, Wineyard-hill colline level	Jósvafő, Tohonya-valley, colline level	Jósvafő, Lőfej-valley, colline level	Jósvafő, Haragistya- plateau
<i>Polyommatus meleager</i>	1 II	2 II	1 II	1 II
<i>Melitaea trivia</i>	3 IV	1 IV	2 IV	–
<i>Melitaea didyma</i>	2 II	3 II	2 II	2 II
<i>Melitaea cinxia</i>	3 I	3 I	2 I	2 I
<i>Melitaea telona kovacsi</i>	2 II	1 II	–	1 II
<i>Melitaea phoebe</i>	1 IV	1 IV	2 IV	–
<i>Mellicta athalia</i>	2 II	4 II	3 II	3 II
<i>Mellicta britomartis</i>	1 II	1 II	2 II	2 II
<i>Mellicta aurelia</i>	1 II	2 II	2 II	2 II
<i>Clossiana dia</i>	2 IV	3 IV	3 IV	2 IV
<i>Clossiana selene</i>	–	–	–	1 II
<i>Clossiana euphrosyne</i>	–	–	1 II	1 II
<i>Brenthis ino</i>	1 II	1 II	3 II	3 II
<i>Brenthis hecate</i>	3 II	1 II	2 II	2 II
<i>Issoria latonia</i>	1 IV	1 IV	2 IV	1 IV
<i>Mesoacidalia aglaia</i>	1 II	2 II	2 II	3 II
<i>Fabriciana adippe</i>	2 II	3 II	3 II	2 II
<i>Fabriciana niobe</i>	–	1 II	1 II	1 II
<i>Agrynnis paphia</i>	1 II	2 II	3 II	3 II
<i>Cynthia cardui</i>	2 I	1 IV	2 IV	1 I
<i>Vanessa atalanta</i>	1 IV	1 IV	–	1 I
<i>Inachis io</i>	2 IV	1 IV	2 IV	1 IV
<i>Aglais urticae</i>	2 IV	1 I	2 I	2 IV
<i>Araschnia levana</i>	2 IV	1 IV	2 IV	1 IV
<i>Coenonympha pamphilus</i>	2 IV	3 IV	2 IV	1 IV
<i>Coenonympha glycerion</i>	1 II	2 II	2 II	3 II
<i>Coenonympha arcania</i>	1 II	1 II	2 II	2 II
<i>Lasiommata megera</i>	1 IV	–	1 III	–
<i>Lasiommata maera</i>	2 II	1 II	2 II	2 II
<i>Lopinga achine</i>	–	–	1 II	2 II
<i>Maniola jurtina</i>	4 IV	4 IV	3 IV	2 II
<i>Hyponephele lycaon</i>	1 III	1 III	2 III	2 III
<i>Erebia medusa</i>	1 II	3 II	2 II	3 II
<i>Erebia aethiops</i>	–	–	1 III	3 III
<i>Aphantopus hyperanthus</i>	1 II	2 II	2 II	1 II
<i>Melanargia galathea</i>	4 II	4 II	3 II	2 II
<i>Hipparchia fagi</i>	1 II	1 II	–	1 II
<i>Hipparchia semele</i>	–	1 II	–	–
<i>Brintesia circe</i>	2 II	3 II	1 II	1 II
<i>Arethusana arethusa</i>	3 III	1 III	4 III	2 III
<i>Adscita statices</i>	1 II	–	1 II	–
<i>Adscita budensis</i>	2 II	1 II	1 II	1 II
<i>Adscita globulariae</i>	2 II	1 II	2 II	1 II
<i>Adscita chloros</i>	1 III	–	1 III	–
<i>Zygaena purpuralis</i>	1 II	1 II	2 II	2 II
<i>Zygaena minos</i>	1 II	1 II	1 II	–
<i>Zygaena brizae</i>	2 II	–	1 II	1 II
<i>Zygaena carniolica</i>	2 III	1 III	3 III	1 III
<i>Zygaena loti</i>	1 II	2 II	2 II	2 II
<i>Zygaena viciae</i>	–	1 II	1 II	2 II

Species	Jósvafő, Wineyard-hill colline level	Jósvafő, Tohonya-valley, colline level	Jósvafő, Lófej-valley, colline level	Jósvafő, Haragistya- plateau
<i>Zygaena angelicae</i>	1 II	1 II	2 II	–
<i>Zygaena filipendulae</i>	2 II	3 II	2 II	2 II
<i>Zygaena lonicerae</i>	1 II	1 II	1 II	2 II
<i>Zygaena ephialtes pannonica</i>	2 III	–	1 III	–
<i>Spiris striata</i>	2 IV	1 IV	1 II	–

Frequency 1–5; 1: scarce, 1–5 ind./ transsect; 2: not frequent, 6–20 ind./transsect; 3: moderately frequent, 20–50 ind./transsect; 4: rather frequent, 50–100 ind./transsect; 5: common, 100 ind./transsect

I: in the spring sampling period, only (end of April–early May), II: in the early summer sampling period, only (mid-end of June), III: in the late summer sampling period, only (early–mid-August), IV: in two sampling periods, V: in all sampling periods

BALDI ANDRÁS

tud. főmunkatárs, PhD. Magyar Természettudományi Múzeum Állattára, Budapest

BÁLINT ZOLTÁN

Környezetbiológus, Magyar Természettudományi Múzeum Állattára, Budapest

BERCSEI ARNÓD

kutatóprofesszor, akadémikus, MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Magyar Tudományos Akadémia

DOBOS ZSOLT

munkatárs, Magyar Természettudományi Múzeum Állattára, Budapest

DOMBOS MIKLÓS

egy. adjunktus, Széchenyi István Egyetem Állatorvostudományi Kar Ökológiai Tanszék, Budapest

FARKAS SÁNDOR

egy. adjunktus, PhD. Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar Zoológiai és Szárazföldi állattani Tanszék, Pécs

FÜLSZ TIBOR ISTVÁN

tud. munkatárs, MTA–MTM Állatközpont Kutatócsoport, Budapest

GALLÉ LÁSZLÓ

tanszékvezető egy. tanár, a biol. tud. doktora, Szegedi Tudományegyetem Ökológiai Tanszék, Szeged

GYÖRFFY OTTÓKIV

egy. docens, a biol. tud. kandidátusa, Szegedi Tudományegyetem Ökológiai Tanszék, Szeged

HORMUNG ERZSÉBET

tanszékvezető egy. docens, a biol. tud. kandidátusa, Széchenyi István Egyetem Állatorvostudományi Kar Ökológiai Tanszék, Budapest

HÓRVÁTH GYÖZÖ

egy. adjunktus, Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar Zoológiai és Szárazföldi állattani Tanszék, Pécs

KISBENYŐK TIBOR

tud. munkatárs, MTA–MTM Állatközpont Kutatócsoport, Budapest

KISS ANTTA

PhD. munkatárs, MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Magyar Tudományos Akadémia

A kötet szerzői

BÁLDI ANDRÁS	tud. főmunkatárs, PhD, Magyar Természettudományi Múzeum Állattára, Budapest
BÁLINT ZSOLT	főmuzeológus, Magyar Természettudományi Múzeum Állattára, Budapest
BERCZIK ÁRPÁD	kutatóprofesszor, akadémikus, MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Magyar Duna-kutató Állomás
DOBOS ZSOLT	munkatárs, Magyar Természettudományi Múzeum Állattára, Budapest
DOMBOS MIKLÓS	egy. adjunktus, Szent István Egyetem Állatorvostudományi Kar Ökológiai Tanszék, Budapest
FARKAS SÁNDOR	egy. adjunktus, PhD, Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar Zootaxonómiai és Szünzoológiai Tanszék, Pécs
FUISZ TIBOR ISTVÁN	tud. munkatárs, MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport, Budapest
GALLÉ LÁSZLÓ	tanszékvez. egy. tanár, a biol. tud. doktora, Szegedi Tudományegyetem Ökológiai Tanszék, Szeged
GYÖRFFY GYÖRGY	egy. docens, a biol. tud. kandidátusa, Szegedi Tudományegyetem Ökológiai Tanszék, Szeged
HORNUNG ERZSÉBET	tanszékvez. egy. docens, a biol. tud. kandidátusa, Szent István Egyetem Állatorvos-tudományi Kar Ökológiai Tanszék, Budapest
HORVÁTH GYŐZŐ	egy. adjunktus, Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar Zootaxonómiai és Szünzoológiai Tanszék, Pécs
KISBENEDEK TIBOR	tud. munkatárs, MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport, Budapest
KISS ANITA	tud. munkatárs, MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Magyar Duna-kutató Állomás

KORSÓS ZOLTÁN	tud. osztályvezető, a biol. tud. kandidátusa, Magyar Természettudományi Múzeum Állattára, Budapest
KRAUSZ KRISZTINA	PhD-hallgató, Szegedi Tudományegyetem Ökológiai Tanszék, Szeged
KUN ANDRÁS	tud. munkatárs, MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót
MOLNÁR NÓRA	egy. tanársegéd, Szegedi Tudományegyetem Ökológiai Tanszék, Szeged
MOSKÁT CSABA	tud. főmunkatárs, a biol. tud. kandidátusa, Magyar Természettudományi Múzeum Állattára, Budapest
PEREGOVITS LÁSZLÓ	tud. főmunkatárs, a biol. tud. kandidátusa, Magyar Természettudományi Múzeum Állattára, Budapest
SZENTESI ÁRPÁD	egy. docens, a biol. tud. kandidátusa, MTA Növényvédelmi Kutatóintézete, Budapest
SZŐCS GÁBOR	tud. főmunkatárs, a mezőgazdaság-tudomány kandidátusa, MTA Növényvédelmi Kutatóintézete, Budapest
ÚJVÁRI BEÁTA	tud. munkatárs, Magyar Természettudományi Múzeum Állattára, Budapest
VARGA ZOLTÁN	tanszékvez. egy. tanár, a biol. tud. doktora, Debreceni Egyetem Evolúciós Állattani Tanszék, Debrecen

Ára: 440 Ft

